

RUOPPAUSTÖIDEN VAIKUTUKSET RANNIKKO-
ALUEIDEN TILAAN JA KALATALOUTEEN

TIE- JA VESIRAKENNUSHALLITUS
ÅBO AKADEMI

28. 2. 1983

TVH 753321

08

TIE -



84 0014

RUOPPAUSTÖIDEN VAIKUTUKSET RANNIKKOALUEIDEN TILAAN JA KALATALOUTEEN

Sammanfattning: Inverkan av muddringsarbeten på kustområdets
tillstånd och fiskerihushållning

Summary: Effects of dredging operations on the aquatic ecosystem
and fisheries of the Finnish coastal waters

Tutkimussopimuksen V-165 (Tie- ja vesirakennushallitus/Åbo Akademi)
mukainen selvitys

1983

Olof Karlsson
Institutionen för biologi
Åbo Akademi
20500 Åbo 50

ISBN 951-46-5603-2

1. JOHDANTO	1
1.1. Tausta	1
1.2. Ruoppaustöiden tarve Suomessa	1
1.3. Ruoppausten vaikutukset ympäristöön	2
1.4. Ruoppaustoimintaa koskeva lainsäädäntö	5
1.4.1. Vesilaki	5
1.4.2. Itämeren alueen merellisen ympäristön suojelua koskeva sopimus	7
1.4.3. Ruoppausasioiden käsittely	8
1.4.4. Vertailu ruoppausasioiden käsittelyyn Ruotsissa	10
1.5. Ruoppausmenetelmät	12
1.6. Ruoppausmassojen läjittäminen	14
2. RUOPPAUSTYÖT SUOMEN RANNIKOLLA VV. 1968-82	16
2.1. Laajuus	16
2.2. Ympäristön tilan valvonta ruoppausten yhteydessä	18
2.2.1. Todettuja vaikutuksia veden laatuun	21
2.2.2. Ravinteiden ja raskasmetallien vapautuminen	27
2.2.3. Biologiset muuttujat	30
2.2.4. Vaikutukset kalatalouteen	33
2.3. Jokisuistojen ruoppaukset	36
2.4. Vedenalaisen hiekan tai soranotto	39
3. KANSAINVÄLISET TUTKIMUKSET	41
3.1. Vaikutukset veden laatuun	42
3.1.1. Sameneminen ja sen seuraukset	42
3.1.2. Vaikutukset happiolosuhteisiin	45
3.1.3. Rikkivedyn vapautuminen	46
3.1.4. Ravinteiden vapautuminen	46
3.2. Ympäristömyrkkyjen vapautuminen	48
3.2.1. Raskasmetallit	48
3.2.2. Orgaaniset yhdisteet	50
3.3. Biologiset vaikutukset	51
3.3.1. Vaikutukset levätuotantoon	51
3.3.2. Vaikutukset eläinplanktoniin	53
3.3.3. Vaikutukset pohjaeläimistöön	55
3.3.4. vaikutukset kaloihin ja kalastukseen	56

3.3.5. Ympäristömyrkkyjen rikastuminen biologiseen materiaaliin	58
4. NÄKÖKOHTIA RUOPPAUSASIODEN KÄSITTELYSTÄ JA SEURANTASELVITYKSESTÄ	62
4.1. Ruoppausasioden käsittely	62
4.2. Seurantatutkimus	63
4.2.1. Näkökohtia seurantaohjelmien sisällöstä	66
4.2.1.1. Sedimenttitutkimukset	66
4.2.1.2. Fysikaalis-kemialliset muuttujat	70
4.2.1.3. Biologiset muuttujat	72
4.2.1.4. Kalataloudellinen seurantaohjelma	73
5. MAHDOLLISUUDET YMPÄRISTÖHAITTOJEN VÄHENTÄMISEEN	79
5.1. Ruoppausajankohdan valinta	79
5.2. Läjitysmenetelmän ja paikan valinta	83
5.2.1. Läjitys maalle	84
5.2.2. Veteen tapahtuva läjittäminen	85
5.2.3. Ruoppausmenetelmän ja -paikan valinta	87
6. TUTKIMUSTARVE	88
SAMMANFATTNING	89
SUMMARY	97
KOTIMAISET LÄHTEET	101
KIRJALLISUUSLUETTELO	106

1. JOHDANTO

1.1 Tausta

Tie- ja vesirakennushallitus on solminut tutkimussopimuksen (31.3 1982) Åbo Akademin kanssa tarkoituksenaan selvittää ruoppaustöiden vaikutukset rannikkoalueiden tilaan ja kalatalouteen. Tutkimuksen tavoitteena on koota olemassa oleva tieto ruoppaus- ja läjitystöiden vaikutuksista vesiekosysteemin rakenteeseen ja toimintaan sekä vesialueen tilaan ja kalatalouteen.

Tutkimus rajoittuu Suomen rannikkoalueisiin. Se sisältää myös yhteenvedon käytettävissä olevasta kansainvälisestä tietoaineksesta. Vaikutusten laajuus, levinneisyys sekä kesto arvioidaan, huomioiden mahdollisuuksien mukaan ruoppausmenetelmä, pohjan laatu ja vesialueen erityispiirteet. Tutkimustulosten pohjalta tehdään ehdotus seurantaselvityksestä. Edelleen tehdään katsaus ympäristöhaittojen vähentämisen- ja rajoittamismahdollisuuksiin sekä täydentävän tutkimuksen tarpeesta.

Tutkimuksen suoritti fil.maist. Olof Karlsson Åbo Akademin biologian laitoksella apul.prof. Erkki Leppäkosken johdolla. Työ valmistui 31.1 1983.

1.2. Ruoppausten tarve Suomessa

Laajoja ruoppaustöitä suoritetaan vuosittain rannikolla, saaristossa ja satamissa: vv. 1968-82 ruopattiin Suomen rannikolla kaikkiaan n. 22 milj. m³. Ruoppausten tarkoituksena on tavallisesti vesialueen syventäminen merenkulkua sekä kalastus- ja vapaa-ajan veneitä varten. Jossain määrin rakennetaan uusia väyliä ja satamia, mutta yleensä kyseessä on jo olemassa olevien satamien ja väylien perusparannus. Ruoppauksia on myös suoritettu ympäristönparannustarkoituksessa, mm. ruopataan liettyneitä jokisuistoja ja rannikkoalueita veden vaihtuvuuden parantamiseksi ja tulvien estämiseksi. Tulevaisuudessa voivat myös umpeen kasvaneiden merenlahtien entisöimisruoppaukset ja ruoppaukset vesialueiden vapauttamiseksi voimakkaasti likaantuneista sedimenteistä tulla ajankohtaisiksi.

Turvalliset ja merenkulkukelpoiset väylät ovat taloudellisesti erittäin merkittäviä Suomelle. Merikuljetusten osuus koko ulkomaankaupan kuljetuksista on ollut koko 1970-luvun aikana yli 80%. Lisäystä on tapahtunut sekä tavaramäärässä että merenkulun osuudessa kuljetuksista. Satamien suuri määrä (47 kpl) ja Suomen yleisesti ottaen matala rannikko sekä laaja saaristo asettavat suuria vaatimuksia väylille ja satamien tuloväylille sekä näiden kunnossapidolle. Tanskan salmien väyliä syventäminen 15 m:iin sallii yhä suurempien ja syvemmällä kulkevien laivojen tulon maahan. Vuonna 1980 ainoastaan Sköldvikin väylällä oli vastaava syvyys. Syvennettyjen väyliä ja satamien tarvetta on painotettu usealta taholta. Voimakkaasti lisääntynyt vapaa-ajan veneiden määrä aiheuttaa myös lisääntyneen pienvenesatamien ja -väyliä tarpeen.

Ruoppausten tarpeen voidaan hyvin perustein olettaa pysyvän samalla tasolla kuin viimeisten kymmenen vuoden aikana tai jossain määrin kasvavan. Merenkulkuhallituksen kymmenvuotissuunnitelman mukaan ajalle 1983-1992 tullaan 29 eri väylää ruoppamaan tällä ajanjaksolla - kaikkiaan n. 4 milj. m³. Väyläruoppaukset vv.1968-82 olivat samaa suuruusluokkaa (kts. luku 2.1.). Näiden meriväyläruoppausten lisäksi käsittää merenkulkuhallituksen suunnitelma 27 rakennuskohdetta Suomenlahden ja Saaristomeren yhteysliikenneväyliä parantamiseksi sekä kaikkiaan 47 kohdetta veneväyliä parantamiseksi. Suunnitelmiin sisältyy edelleen määrittämätön määrä töitä rannikon nippuhinausväyliä kehittämiseksi.

1.3. Ruoppausten vaikutukset ympäristöön

Väyliä ja satamien ruoppaukset vaikuttavat aina vesiympäristöön, kielteisesti tai myönteisesti. Joissain tapauksissa ruoppausmassojen läjittäminen tapahtuu maalle; tämän toiminnan vaikutuksia ei ole perusteellisesti selvitetty tässä työssä.

Ruoppauksia suoritetaan sekä kovilla pohjilla että eri tyyppisillä pehmeillä pohjilla. Pohjamateriaalin laatu ja koostumus ovat ratkaisevia tekijöitä ruoppausten haittavaikutuksia ajatellen. Ruoppaustyöt aiheuttavat useimmiten jyrkkiä ja äkillisiä muutoksia kaikkien eliöyhteisöjen rakenteessa ja toiminnassa sekä ruoppaus- että läjitysalueella. Myös monet fysikaalis-kemialliset

tekijät muuttuvat ja täten myös veden laatu. Kaikilla näillä muutoksilla voi olla sekä välittömiä että mahdollisesti pitkäaikaisiakin vaikutuksia vesialueen muuhun käyttöön, kuten kalastukseen ja virkistykseen. Vaikutusten ajallinen kesto vaihtelee minuuteista (esim. vedenalaiset räjähdykset) kymmeneen vuosiin (ruoppaus ja läjitys).

Pohjasedimenttien, eli pehmeiden pohjamateriaalien, mekaanisen sekoittumisen yhteydessä syntyy enemmän tai vähemmän voimakas veden sameneminen. Jossain määrin vapautuu myös ravinteita, happea kuluttavaa orgaanista ainetta, erilaisia ympäristömyrkkyjä ja raskasmetalleja, jotka luonnollisten prosessien kautta ovat rikastuneet sedimentteihin. Erityisesti satamien ruoppausten yhteydessä on ympäristömyrkkyjen leviämisen vaara suuri. Yleisesti huonontuneen veden laadun ja ruoppaustöiden epäsuorien vaikutusten pelätään aiheuttavan haittoja lähinnä kalastukselle ja virkistykselle sekä rajoittavan veden käyttöä esim. teollisuuden raakavetenä. Ruoppaustyöt koskevat kuitenkin alueellisesti hyvin pientä osaa pohjista. Työt suoritetaan usein muutenkin likaantuneilla tai kuormitetuilla alueilla, joiden merkitys kalastukseen ja virkistykseen on vähäinen. Ruoppausten vaikutusten voidaan olettaa olevan pienimmillään merialueilla, missä sedimentit ovat puhtaat ja veden vaihtuvuus hyvä.

Mahdollisimman luonnontilaisen rannikkovyöhykkeen ja saariston säilyttäminen on välttämätöntä erityisesti ammatti- ja vapaa-ajan kalastukselle. Yleisesti ottaen kuuluvat rannikkoalueet, erityisesti niiden matalammat osat, joissa suurin osa ruoppauksista tehdään, maapaallon tuottoisimpiin alueisiin (DEGERMAN & ROSENBERG 1981). Korkea perustuotanto muodostaa perustan rikkaalle eläimistölle, lähinnä kaloille, ylemmillä trofitasoilla. Matalat rannikko- ja saaristoalueet ovat tärkeitä kutu- ja poikastuotantoalueita monelle Itämeren taloudellisesti arvokkaalle kalalajille (m.m. turska, kampela, siika, silakka, hauki, ahven). Ruotsalaiset tutkimukset ovat osoittaneet, että rannikkovyöhyke tuottaa 40-50 kg ruokakalaa/ha vuosi (ROSENBERG & al. 1979)*, kun taas USA:ssa on arvioitu, että 63% kaupallisesta kalansaaliista on riippuvainen rannikkoalueista (McHUGH 1966)*.

* cit. Degermann & Rosenberg 1981

Ruoppaustöiden aiheuttamista muutoksista sekä teoreettisesti mahdollisista vaikutuksista vesiekosysteemiin voidaan tehdä seuraava yhteenveto:

1. Ruoppauksen/läjityksen mekaaninen vaikutus
 - alkuperäinen kasvisto ja eläimistö tuhoutuu
 - lisääntynyt eroosion vaara (mm. koska sitova kasvillisuus puuttuu)
 - kalaravinnon tuotanto pienenee
 - kaikkiin biologisiin yhteisöihin kohdistuu stressiä
2. Muuttunut pohjatopografia
 - eläimistön ja kasviston palautuminen häiriön päätyttyä voi vaikeutua
 - sopivia kutu- ja poikastuotantoalueita saattaa tuhoutua
 - muuttuneet virtausolosuhteet
 - eroosio- ja sedimentoitumisolosuhteiden muuttuminen
 - heikentynyt veden vaihtuminen (saattaa johtaa hapettomiin olosuhteisiin, josta aiheutuu m.m. ravinteiden vapautuminen pohjalietteestä)
3. Sedimentin suspensoituminen
 - biologisiin yhteisöihin kohdistuu stressiä
 - huonontunut hapenottokyky m.m. kaloilla
 - vaikutuksia eläimistön käyttäytymiseen ja lisääntymiseen (esim. kalojen kutuvaellukset ja parvikäyttäytyminen)
 - makuvirheitä kaloissa
4. Veden laadun muuttuminen
 - vaikutukset happiolosuhteisiin ja ravinnetasoon
 - lisääntynyt levätuotanto, alueen rehevöityminen
 - leväkukintoja (esteettinen haitta, hajuhaitta, makuvirheitä kaloissa)
5. Ympäristömyrkkyjen leviäminen
 - raskasmetalleja, pestisiidejä y.m. myrkkyjä voi vapautua sedimenteistä, levitä ja rikastua biologiseen materiaaliin

Yllä mainitut vaikutukset ovat lähinnä ei toivottuja, haitallisia tai kielteisiä. On jo todettu, että ruoppauksilla voi myös olla myönteisiä seurauksia.

Biologisesti myönteisiä vaikutuksia voivat olla:

- veden vaihtuvuuden parantaminen, joka johtaa veden laadun yleiseen paranemiseen (esim. happitilanne, biologiset muuttujat)
- voimakkaasti kuormitettujen vesialueiden vapauttaminen likaantuneista sedimenteistä

1.4. Ruoppaustoimintaa koskeva lainsäädäntö

1.4.1 Vesilaki

Mitään määräyksiä tai lakeja, jotka koskevat ainoastaan ruoppausta tai ruoppausmassojen läjitystä ei Suomessa ole. Toimintaa säätelee Vesilaki, lähinnä VL 1:12-15, 1:19, 1:30, 2, 4:5-6 ja 4:8.

Ruoppaustyön luvanvaraisuus määräytyy samojen säännösten mukaan kuin muukin vesistöön rakentamisen luvanvaraisuus (VL 1:12-15). Yleensä ruoppaustyöt suoritetaan VL 1:30 nojalla, jonka mukaan jokaisella, joka kärsii haittaa matalikosta tai muusta siihen verrattavasta vesistössä olevasta esteestä, on oikeus ilman erikseen hankittavaa lupaa poistaa se, mikäli toimenpide ei aiheuta VL 1:12-15:ssa tarkoitettua muutosta tai seurausta eikä työn suorittamisesta johdu vesialueen omistajalle huomattavaa haittaa. Tällaisia vesialueen muutoksia ovat tilapäinen tai pysyvä sulkeminen tai muu käytön estäminen (sulkemiskielto, VL 1:12-14), sekä vesistön aseman, syvyyden^{*}, vedenkorkeuden muutos, joka saa aikaan vahinkoa toisen vesialueelle, kalastukselle, maalle, rakennukselle tai muulle omaisuudelle, huonontaa vesistön puhdistuskykyä, vaikeuttaa yleisen kulku- tai uittoväylän käyttämistä taikka muulla edellä mainittuun verrattavalla tavalla loukkaa yleistä etua (muuttamiskielto, VL 1:15).

Näiden säännösten lisäksi on otettava huomioon pilaamiskielto (VL 1:19), jonka mukaan ei saa ryhtyä sellaiseen toimenpiteeseen, joka aiheuttaa vesistön pilaantumisen eli lian, jätteen, nesteen, kaasun, puunkuorien tai muun sellaisen aineen päästämisen vesistöön siten, että tästä joko välittömästi tai sen jatkuessa aiheutuu haitallisia vesistön madaltumista, veden laadun vahingollista muuttumista, ilmeistä vahinkoa kalakannalle, ympäristön

*) alleviivaukset kirjoittajan

viihtyisyyden melkoista vähentymistä, vaaraa terveydelle tai muuta niihin verrattavaa yksityisen tai yleisen edun loukkausta.

Näin ollen voitaisiin vaatia vesioikeuden lupaa melkein jokaiseen ruoppaustyöhön. Tällaista menettelytapaa ei kuitenkaan voida pitää tarkoituksenmukaisena, eikä vesilain tulkinta toistaiseksi ole ollutkaan näin tiukkaa. Nykyinen tilanne kuitenkin on, että arviointipohja, joka valaisisi ruoppaustoiminnan aiheuttamien biologisten ja ekologisten vaikutusten laajuutta puuttuu.

Vesilain 2 luvussa on edelleen selvitetty luvan myöntämisen edellytykset. Tässä on todettu m.m. että rakentaminen on, mikäli sen tarkoitus ilman kustannusten kohtuutonta lisääntymistä hankkeen kokonaiskustannuksiin ja aiheutettavaan vahinkoon verrattuna voidaan saavuttaa, suoritettava siten ettei yrityksestä aiheudu vältettävissä olevaa vahinkoa, haittaa tai muuta edunmenetystä rannan tai vesialueen omistajalle, ja näin ollen kalastuksen harjoittaminen vaikeudu, yleistä tai yksityistä etua ei loukata eikä vesistön puhdistuskykyä huononnetta enempää kuin tarkoitetun tuloksen saavuttamiseksi on välttämätöntä, samoin kuin myös siten, että vesistön erilaiset käyttämisedut vastedeskin voidaan tyydyttää mahdollisimman vähäisessä määrin supistettuna. Tämä momentti koskee myös niitä tapauksia, joihin vesioikeuden lupaa ei tarvita. Samassa luvussa vahvistetaan edelleen, että lupa hankkeeseen älköön myönnettäkö jos hanke vaarantaa yleistä terveydentilaa, aiheuttaa huomattavia muutoksia ympäristön luonnonsuhteissa taikka suuresti huonontaa paikkakunnan asutus- tai elinkeino-oloja. Lupa voidaan kuitenkin myöntää mikäli yritys hyötyisän tai suojaavan tarkoituksensa vuoksi on tarpeen vesialueen tai sen rannalla olevan kiinteistön hyväksikäyttöä tai muuta hyödyllistä toimintaa varten. Vaikkakin suunnitellun ruoppaustyön voidaan odottaa aiheuttavan huomattavaa vahinkoa, voidaan lupa myöntää mikäli hankkeesta saatava hyöty on siitä aiheutuvaan haittaan tai vahinkoon nähden huomattava.

Vesilaki jättää paljon tulkinnan varaa ruoppaustöiden luvanvaraisuuden sekä luvan myöntämisen edellytysten arvioimisessa. Yleisten kulkuväylien rakentaminen ja parantaminen (TVL:n toteuttamat ruoppaukset) on katsottava yleisen tarpeen vaatimaksi toiminnaksi, ja näin ollen lupa on aina annettava. Tämä ei kuitenkaan merkitse sitä, että lupa olisi myönnettävä hakijan suunnitelman mukaisena. Edellytykset VL 2:3:ssa on otettava huomioon.

Vesioikeus on yleensä myöntänyt luvan ruoppaustöihin seuraavin perustein:

- hanke ei aiheuta huomattavia tai laajalle ulottuvia vahingollisia muutoksia ympäristön luonnonsuhteissa
- ruoppaus on välttämätöntä vesialueen tai sen rannalla olevan kiinteistön järkiperaistä hyväksikäyttöä varten
- suunnitellusta hankkeesta saatava hyöty on huomattava siitä johtuvaan vahinkoon, haittaan tai muuhun edunmenetykseen verrattuna

1.4.2. Itämeren alueen merellisen ympäristön suojelua koskeva sopimus

Ruoppaustoimintaa säätelevät myös jossain määrin ne kansainväliset sopimukset, jotka Suomi on hyväksynyt ja allekirjoittanut. Näistä n.s. Itämeren suojelusopimus (Helsinki 1974) on laajin ja täten tärkein tässä yhteydessä. Tämä sopimus koskee vain vesialuetta sisäisen aluevesirajan ulkopuolella. Käytännöllisesti katsoen kaikki ruoppaustyöt Suomessa on suoritettu tämän rajan sisäpuolella. Lähitulevaisuudessa voi kuitenkin tulla ajankohtaiseksi lähinnä ruoppausmassojen läjittäminen tämän rajan ulkopuolella, koska sisemmät matalammat kulkuvedet ja rannikkoalueet tuntuvat olevan alttiimpia tämän toiminnan haittavaikutuksille. Nämä alueet ovat hyvin tärkeitä lisääntymisalueita suurelle osalle Itämeren taloudellisesti tärkeistä kalakannoista, ja näin ollen tärkeitä suojelukohteita.

Itämerensopimuksen mukaan on kaikenlainen jätteen mereen laskeminen kielletty, poikkeuksena ruoppausmassat. Ruoppausmassojen läjitykseen kansainvälisillä vesillä, t.s. aluevesirajan ulkopuolella, vaaditaan neuvotteluja Itämerikomission kanssa. Tämä ei ole ollut ajankohtaista Suomessa. Läjittäminen aluevesirajan sisäpuolelle (=alumerelle), mutta sisäisen aluevesirajan ulkopuolelle (sopimus ei koske vesiä tämän rajan sisäpuolella), vaaditaan Itämerisopimuksen mukaan kansallisten vesienvalvontaviranomaisten lupa. Suomessa on ruoppausmassoja läjitetty tälle alueelle vain kahdessa tapauksessa, ja silloinkin oli kysymys hyvin pienistä määristä.

Sopimuksessa on suuntaviivoja luvan myöntämistä varten tällaiselle läjittämiselle. Ruoppausmassat eivät saa sisältää huomattavia määriä m.m. DDT:tä, PCB:tä, tai niiden yhdisteitä, elohopeaa, kadmiumia y.m. metalleja, kloorattuja hiilivetyjä tai erilaisia torjunta-aineita. Kiellettyjen aineiden lista on hyvin laaja, ja näin ollen vaaditaan tarkkoja kemiallisia analyysyjä

sedimenteistä. Näiden rajoitusten ja analyysien tarkoituksenmukaisuus voidaan asettaa kyseenalaiseksi, koska useinkaan ei ole syytä olettaa näiden aineiden esiintyvän ruoppausmassoissa. Lupia myönnettäessä ruoppausmassojen läjitykseen tulee huomioida myös vesialueen käyttö muihin tarkoituksiin, m.m. kalastukseen ja virkistykseen, kuin myös tiedot veden laadusta (hydrografia, vesikemia, biologiset muuttujat).

1.4.3. Ruoppausasioiden käsittely

Tähän tutkimukseen sisältyy 84 ruoppaushanketta, jotka Tie- ja vesirakennushallitus on teettänyt vv. 1968-82. Vesioikeuden lupaa on anottu ja lupa myönnetty 9 tapauksessa. Muita TVL:n töitä ei ole katsottu sellaisiksi, että ne voisivat aiheuttaa ympäristöhaittoja; ne on näin ollen suoritettu VL 1:30 nojalla ilman vesioikeuden lupaa. Ainoastaan 10 tapauksessa kaikista TVL:n ruoppauksista on esitetty valituksia tai korvausvaatimuksia. Korvauksia on maksettu viidessä tapauksessa, joista yhdessä tuhoutuneesta rysästä, yhdessä museoviranomaiselle sekä kolmessa tapauksessa pienentyneiden kalansaaliiden tai muuten estyneen kalastuksen johdosta. Nämä korvaukset on laskettu ennen ruoppausta ja ruoppauksen aikana saatujen saalistietojen nojalla.

Kaikki ruoppaustyöt, jotka sisältyvät tähän raporttiin, eivät ole TVL:n suorittamia, on suoritettu vesioikeuden luvalla. Pienet ruoppaustyöt, jotka on suoritettu ilman vesioikeuden lupaa tai ilman, että ne ovat tulleet valvontaviranomaisen tietoon, jäävät siten tämän tutkimuksen ulkopuolelle, koska niistä ei ole saatavissa tietoja. Voidaan kuitenkin todeta, ettei silloinkaan, kun on ollut kyse suurista ruoppaushankkeista ole esitetty valituksia tai vahingonkorvausvaatimuksia. Tämä johtune osittain siitä, että nämä ruoppaukset on suurelta osalta suoritettu satamissa tai näiden läheisyydessä, jolloin alueen käyttö kalastukseen tai virkistykseen on muista syistä vähäinen.

Kaikissa raportiin sisältyneissä ruoppauksissa, riippumatta siitä oliko vesioikeuden lupa katsottu aiheelliseksi tai ei, on sovittu vesienomistajien, kalastajien ja muiden intressiryhmien kanssa läjityspaikoista, korvauksista y.m. Ainakin kaikissa suurissa töissä on pyydetty lausunto

valvovalta vesiviranomaiselta, ts. vesipiirien vesitoimistoilta, kaupunkien vesilautakunnilta, yms, jotka ruoppaussuunnitelman, mahdollisten ennakkoselvitysten sekä aikaisempien kokemusten nojalla arvioivat, onko syytä epäillä hankkeen aiheuttavan haittoja ympäristölle, jolloin vesioikeuden lupa on tarpeellinen.

Valitusten vähäinen määrä osoittaa vallitsevan järjestelmän toimivan tyydyttävästi. Mahdolliset pitkä- tai lyhytaikaiset ympäristölle aiheutuneet haitat tulee kuitenkin huomioida ja tutkia myös vaikkei ihminen näistä suoranaisesti kärsikään. Myös ajatellen mahdollisuuksia arvioida ja korvata mahdolliset ennalta aavistamattomat haittavaikutukset, tulee jonkinlainen valvonta suorittaa kaikissa suurissa ruoppauksissa, myös niissä tapauksissa, joissa haitat eivät näytä todennäköisiltä ja vesioikeuden lupa ei katsota välttämättömäksi.

Lupien myöntämisessä ruoppauksia ja ruoppausmassojen läjittämistä varten on arvioitava toisaalta hyöty ja toisaalta mahdolliset ympäristöhaitat. Tavallisesti kysymys ratkeaa suunnitellun työn eduksi. On yleensä helppoa arvioida ja todistaa suoranainen syvennetyn tai muuten parannetun väylän tai sataman tuottama taloudellinen hyöty, mutta on vaikeaa arvioida numeroissa luontoa ja siinä tapahtuvia muutoksia. Siksi suunnittelussa ja päätöksenteossa syntyy usein ristiriitoja toisaalta luonnonsuojelun, kalastuksen ja ulkoilun sekä toisaalta merenkulun ja teollisuuden etujen välille.

Nykyisessä tilanteessa vallitsee tietty epätietoisuus ja eriäviä mielipiteitä esiintyy siitä miten ruoppausasiat parhaiten pitäisi käsitellä. On hyvin vaikeaa ennakoida ympäristöhaittojen vaara ilman relevantteja taustatietoja ja perusteellisia tietoja kemiallisista ja biologisista muutoksista ja prosesseista, joita tällaisten toimenpiteiden yhteydessä tapahtuu. Meriympäristötoimikunnan mietinnössä (1975:103) on ehdotettu muutosta vesilakiin siten, että kaikki ruoppaustoiminta saatettaisiin luvanvaraiseksi. Ruoppausten ympäristövaikutuksia käsittelevien, saatavilla olevien tulosten perusteella arvioituna on tämä tuskin katsottava perustelluksi; jokin joustavampi ja tehokkampi menettelytapa voitaneen löytää.

1.4.4. Vertailu ruoppausasioiden käsittelyyn Ruotsissa

Ruotsissa ei ole erityisesti ruoppausasioita ja toiminnan haittavaikutusten valvontaa koskevaa lainsäädäntöä. Lakeja, joita voidaan soveltaa tämän tyyppiseen toimintaan ovat Vesilaki, Luonnonsuojelulaki sekä Ympäristönsuojelulaki. Määräykset vastaavat suhteellisen hyvin Suomen määräyksiä. Lupa-anomukset käsitellään lääninhallituksessa, joiden tehtävä siten vastaa vesipiirien tehtävää Suomessa. Ainoastaan sellaiset tapaukset, joiden selvästikään ei voida odottaa vaikuttavan yleiseen tai yksityiseen etuun voivat välttyä lupamenettelyltä. Täten näyttää siltä kuin Ruotsissa seurattaisiin jyrkempää linjaa, ja useimmat ruoppaustyöt ovatkin olleet luvanvaraisia. Suomessa suoritetaan huomattava osa ruoppaustöistä ilman luvanhakumenettelyä.

Ruotsin laeissa on erilaisia lupa-, huomioimis- ja vaatimussääntöjä, jotka ovat voimassa siitä huolimatta onko ruoppaustyö luvanvarainen tai ei. Tavallisesti suoritetaan n.k. esikatselmus, jolloin viranomaiset arvioivat mitä vaatimussääntöihin jokaisessa erityistapauksessa sisältyy, ja tämän pohjalta laaditaan velvoitteet, kiellot jne.

Kun on kyse ruoppausasioista, todetaan tavallisesti, että toimenpide on pieni ja mahdolliset haittavaikutukset niin rajoitettuja ettei työ ole luvanvarainen. Kun kyseessä on ruoppausmassojen läjitys, vaaditaan yleensä lupa ympäristönsuojelulain nojalla. Näitä lupia myöntävät lääninhallitukset.

Ruoppaustöiden vaikutuksia pyritään vähentämään niiden sijainnin ohjailulla, kun on kyse venesatamien ja -väylien ruoppauksesta.

Ruotsissatehdään myös selvä ero ruoppauksen ja ruoppausmassojen läjityksen välille. Ruoppausta ei luokitella ympäristölle vaaralliseksi toiminnaksi, kun taas ruoppausmassojen läjitys katsotaan sellaiseksi, ja kuuluu siten ympäristönsuojelulain piiriin. Tämä vaikuttaa tarkoituksenmukaiselta, koska usein juuri likaantuneiden ruoppausmassojen läjitys, ei niinkään niiden ruoppaus, aiheuttaa haittavaikutuksia vesistölle.

Ruoppaus

Ruoppaus katsotaan Ruotsissa, niinkuin Suomessakin, vesirakennukseksi ja sen lupakatselmusmenettely ja luvanvaraisuus määräytyvät vesilain mukaan. Vesilain säännöstellä on kuitenkin suhteellisen pieni käytännön merkitys.

Ruoppausta ei saa suorittaa, mikäli se suuressa määrin aiheuttaa haittaa muille, vastakkaisille intresseille. Näiden haittojen yksiselitteinen osoittaminen on tavallisesti vaikeaa.

Huomautetaan kuitenkin myös, että työ tulee suorittaa sellaisella tavalla, että vastakkaisille eduille aiheutuu mahdollisimman vähäisiä vahinkoja, mikä pääasiassa koskee ruoppaustavan, mutta myös jossain määrin ruoppauspaikan valintaa mikäli vaihtoehtoisia väyliä on olemassa.

Luonnonsuojelulain nojalla työhanketta ei todennäköisesti voida kokonaan kieltää, mutta mahdollisuuksien mukaan tulee ympäristökysymykset ottaa huomioon, m.m. soveltamalla erilaisia suojelutoimenpiteitä. Yleinen eri osapuolten kuulemisvelvollisuus luonnonsuojelulain nojalla on käytännössä tehokas väline ruoppausten valvomiseen mikäli vesioikeuden lupaa ei ole. Kuulemismenettelyn edellytys on, että hankkeen voidaan olettaa aiheuttavan huomattavia muutoksia ympäristössä. Tämä menettely ei käytännössä anna mahdollisuuksia kokonaiskielloon, mutta suoranaisia vaatimuksia voidaan asettaa työn suorittamiselle, valvonnalle ym. Tällöin voidaan eri intressit ottaa huomioon ennenkuin rajoituksia yms annetaan. Lääninhallitukset voivat asettaa kuulemisvelvoitteen määrätyille alueille, ja hallitus osille maata tai koko maahan tiettyjen toimenpiteiden osalta. Tällä tavoin voidaan antaa lääninhallituksille mahdollisuus suorittaa jonkinlaista valvontaa tai soveltaa lupa-katselmusmenettelyä käytännöllisesti katsoen kaikissa ruoppauksissa.

Ruoppauksia voidaan harkita myös luonnonsuojelulain nojalla, silloin kun ne liittyvät johonkin muuhun hankkeeseen, esim. satamien rakentamiseen tai laajentamiseen, jolloin tämän hankkeen tarkoitusperä voi aiheuttaa, että myös ruoppaustyö joutuu harkinnan alaiseksi.

Ruoppausmassojen läjitys:

Käsiteltäessä ruoppausmassojen läjitystä veteen saa ratkaisevan merkityksen kysymys tuleeko tai voiko ruoppausmassat käsittää jätteeksi. Yksiselitteistä määritelmää tästä ei ole Ruotsissa eikä Suomessa. Yleensä ruoppausmassoja ei käsitetä jätteiksi, ei edes silloin kun ne sisältävät raskasmetalleja. Ruoppausmassat, jotka pääasiassa koostuvat entisistä päästöistä, kuten kuiduista yms. tulee luokitella jätteeksi, ja siten käsitellä läjityslain mukaan, mikä merkitsee ankarampia vaatimuksia ja rajoituksia läjitys-

paikan ja läjityksen suhteen.

Ruoppausmassat voidaan tulkita kiinteäksi aineeksi, joiden vesistöön päästämiseen vaaditaan lupa luonnonsuojelulain nojalla. Jos ruoppausmassojen läjittäminen aiheuttaa huomattavaa vedensyvyyden muutosta, voidaan toiminta katsoa rakentamiseksi veteen, ja siten noudattaa vesilaissa tästä olevia määräyksiä. Samanlaista tulkintaa voitaisiin soveltaa Suomessa.

Toimenpiteen tarkoituksella on usein suuri merkitys ruoppausmassojen läjitysluvan myöntämiselle. Alueen täyttäminen ruoppausmassoilla maa-alueen saamiseksi on hanke, josta koituu huomattavaa hyötyä.

Alueen pengertäminen, esim. ruoppausmassojen läjitystä varten, katsotaan tavallisesti luvanvaraiseksi toiminnaksi. Tällöin käsitellään lupakatselmusmenettelyssä myös saastumisnäkökohtia. Pengerretyn alueen kuivattamisen jälkeen ei alue enää ole juridisessa mielessä vesialue, eivätkä vesilain tai luonnonsuojelulain määräykset näin ollen sitä enää koske.

Kun ruoppausmassojen läjittäminen tapahtuu maalle, sitä säätelevät:

- luonnonsuojelulaki, silloin kun toimenpiteen voidaan olettaa vaikuttavan luontoon
- ympäristönsuojelulaki, silloin kun toimenpiteen voidaan olettaa aiheuttavan veden tai pohjaveden saastumisen vaaraa, aiheuttavan vakavia muutoksia maisemaan tai tuottavan hajuongelmia

Yleensä lakia tulkitaan niin, että ruoppausmassojen läjittäminen maalle on luvanvaraista. Lupasäännökset edellyttävät massojen parasta mahdollista sijoittamista sekä muita varovaisuustoimenpiteitä - kuitenkin kohtuullisten kustannusten puitteissa.

1.5. Ruoppausmenetelmät

Ruoppausmenetelmän valinta on pääasiallisesti taloudellinen kysymys, mutta valintamahdollisuuksia rajoittaa pohjan koostumus, syvyys, kuljetusmatkat, mahdolliset läjittämispaikat ym. käytännölliset seikat. Ympäristönäkökohdat voivat myös puhua jonkun tietyn ruoppausmenetelmän puolesta. Eri ruoppausmenetelmistä johtuvia ympäristövaikutusten välisiä eroja ei kuitenkaan ole

tydyttävästi selvitetty.

Periaatteessa voidaan erottaa kaksi eri ruoppausmenetelmää, kauha- ja imu-ruoppausmenetelmä (ALI-TOLPPA 1974, SARKKINEN , ÖHLUND 1980). Nämä voidaan edelleen jakaa eri tyyppeihin.

Kauharuoppaajista erotetaan yleensä kahmariruoppaaja, kauharuoppaaja (pisto-, kuokka-) ja ketjukauharuoppaaja. Kauharuoppaajat on tavallisesti sijoitettu itsekulkevalle tai hinattavalle proomulle, lautalle tai ponttoonille. Ruoppaajat on ankkuroitu 3-4 ankkurilla (tai maakiinnityksin) tai seisovat kolmella tai useammalla tukijalalla. Ankkuroinnin avulla ruoppaaja siirretään eteenpäin. Ruoppausmassat lastataan tavallisesti proomuihin, joilla ne myös kuljetetaan läjityspaikalle. Pohjaolosuhteista riippuen varustetaan ruoppaaja eri suuruisin kauhoin.

Pisto- ja kuokkaruoppaaja sopii sekä pehmeän pohjan (liete, savi, siltti, hiekka) että karkean ja kovemman pohjan (moreeni, sora, kivilohkareet, louhikko) ruoppaamiseen. Tarkkuus on hyvä ja sekoittuminen on suhteellisen pieni. Suurin työskentelysyvyys tämän tyyppisillä ruoppaajilla on Suomessa n. 5-17 m, kun taas suuremmat ruoppaajat ulkomailla pääsevät 20 m syvyyteen. Järeät hydrauliset kuokkaruoppaajat ovat yleistymässä kovien maalajien erikoiskoneeksi.

Kahmariruoppaajat soveltuvat saven sekä sitä karkeampien maalajien ruoppaamiseen. Tämä menetelmä on usein ainoa mahdollinen suurilla syvyyksillä, mutta tehokkuus pienenee nopeasti mentäessä yli 25 m:n syvyyksiin. Suurin työskentelysyvyys ulkolaisilla ruoppaajilla on 50-60 m. Tarkkuus tällä menetelmällä on hyvä ja sekoittuminen kohtuullinen. Kahmariruoppaaja soveltuu hyvin huonoihin sääolosuhteisiin ja ahtaiden tilojen ruoppaamiseen.

Imuruoppaajat on tavallisesti varustettu leikkauspäällä, joka leikkaa irti pohjamateriaalin, joka yhdessä suurten vesimäärien kanssa imetään ylös voimakkaiden keskipakopumppujen avulla. Ainoastaan pehmeitä maalajeja (savi, lieju, siltti, sora, hiekka) voidaan ruopata tällä menetelmällä. Ruoppausteho on suuri, mutta ruopatun materiaalin suuresta vesipitoisuudesta, 80-90 %, johtuen syntyy tilavuudeltaan hyvin suuria ruoppausmassoja. Sameneminen on suuri, varsinkin ruoppauspaikan pohjanläheisissä vesikerrok-

sisä ja läjitysalueella. Imuruoppausmassat läjitetään usein pengerettyihin sedimentoitumisaltauksiin maalle, mikä voi olla vaikea ja kustannuksia nostava järjestely.

1.6. Ruoppausmassojen läjittäminen

Huollellisesti valitun läjittämismenetelmän ja -paikan avulla voidaan vesi-ympäristölle aiheutuvia haittavaikutuksia vähentää ja rajoittaa. Ruoppausmassat voidaan läjittää:

- vapaasti veteen
- täytemateriaalina maalle
- penkerein eristetyille alueelle veteen
- penkerein eristetyille alueelle maalle

Suomessa tavallisin, yksinkertaisin ja yleensä myös halvin vaihtoehto on läjittäminen vapaasti veteen. Ruoppausmassat kuljetetaan yleensä proomuilla ja tästä syystä on kuljetusmatkan pituudella usein taloudellisesti ratkai-seva merkitys. Mahdollisten ympäristövaikutusten laajuus riippuu massojen koostumuksesta ja läjityspaikan luonteesta. Tällöin tulee ottaa huomioon m.m. seuraavat tekijät:

- ruoppausmassojen tilavuus
- alueen veden laatu ja alueen käyttö virkistykseen, kalastukseen ja raaka-vesilähteenä
- syvyys- ja virtausolosuhteet materiaalin leviämistä ajatellen
- läjityksen ajankohta kalojen kutuaikaa ajatellen
- mahdollisuus vaikutusten pienentämiseen ja rajoittamiseen

Ruopatun materiaalin käyttökelpoisuutta täytemateriaalina maalla rajoittaa usein sen koostumus, mm. korkea vesipitoisuus. Karkeampia maalajeja, kuten hiekka, sora ja louhikko, voidaan kuitenkin hyvin käyttää hyödyksi esim. rakennettaessa satamia ja laitureita. Tämä edellyttää, että kuljetusmatkat ovat suhteellisen lyhyet.

Varastoiminen pengerrettyihin alueisiin veteen tai maalle tulee lähinnä kysymykseen imuruoppauksissa. Näissä tapauksissa ruopattu materiaali on niin pehmeää, että tarvitaan suhteellisen paksuja ja vankkoja penkereitä estämään massojen leviämisen. Ylimääräinen vesi täytyy johtaa pois altaasta. On tärkeää, että viipymä altaassa on tarpeeksi pitkä, jotta suspendoitunut kiintoaine ehtii sedimentoitua (vähintään 1 vrk). Tätä voidaan nopeuttaa lisäämällä kemikaaleja, esim. alumiinisulfaattia. Sopivien alueiden löytäminen voi olla vaikeaa, koska altaiden on oltava hyvin suuria, (vähintään 3 kertaa ruopattavan määrän tilavuus) eivätkä kuljetusmatkat saa ylittää 2-3 km. Nämä altaat saattavat rumentaa maisemaa jossain määrin ja niiden uudelleenkäyttömahdollisuudet kohtuullisessa ajassa ovat vähäiset. Hiekan tai soran imuruoppausmassoilla on täytetty satama- ja teollisuuskenttiä.

2. RUOPPAUSTYÖT SUOMEN RANNIKOLLA VV. 1968-1982

2.1. Laaajuus

Ruoppaustoiminnan laajuus Suomessa vv. 1968-1982 on kartoitettu mahdollisimman tarkasti ottamalla yhteys tärkeimpiin tällaisten töiden suorittajiin. Nämä ovat Tie- ja vesirakennuslaitos, joka suorittaa ruoppaukset merenkulkuhallituksen vahvistamalla virallisilla väylillä, sekä rannikkokaupunkien ja suurempien teollisuuslaitosten, kuten telakoiden ja voimalaitosten satamat. Tietoja satamien ruoppauksista on saatu osittain vesipiirien vesitoimistoilta, jotka toimivat valvovina viranomaisina, sekä osittain eri kaupungeilta ja teollisuuslaitoksilta. Kaikki pienemmät ruoppaukset, esim. vapaa-ajan asutuksen sekä vene- ja kalastussatamien ruoppaukset jäävät siten tämän selvityksen ulkopuolelle. Näiden ruoppaustöiden määrä on todennäköisesti suuri, mutta ruoppausmassojen tilavuus ylittää harvoin 10 000 m³:ä. Näiden töiden vaikutusten voidaan olettaa olevan paikallisia ja pieniä, mutta niillä voi olla merkitystä yksittäiselle kalastajalle tai muulle paikalliselle väestölle. Väyliä ja suurempien satamien ruoppauksissa ruoppausmassojen tilavuus ylittää yleensä 100 000 m³:ä.

Ajalla 1968-1982 ruopattiin Suomen rannikolla kaikkiaan arviolta 22 milj. m³. (teoreettinen kiinteä tilavuus), joka jakautuu 228 eri työlle (taulukko 1). Näistä 84 on merenkulkuhallituksen väylätöitä. Tilavuudeltaan suurimpien ruoppausten suorittajat olivat Helsingin, Turun, Oulun ja Kotkan kaupungit (kaupungeissa toimivien teollisuuslaitosten suorittamat ruoppaukset mukaanluettuina). Valtion väyläruoppaukset muodostavat ainoastaan 18-19 % ruopasta kokonaistilavuudesta. Huomattava ero TVL:n lukumääräisessä ja tilavuudellisessa osuudessa ruoppaustoiminnasta (taulukko 1) johtuu tietyssä määrin siitä, että selvitys käsittää kaikki TVL:n työt, myös pienet ruoppaukset, kun taas muut tutkimukseen sisältyvät ruoppaukset ovat suhteellisen laajoja, ja ovat yleensä vaatineet vesioikeuden luvan.

	m ³ ktr.	kpl
I. TVL:		
- Uudenmaan piiri	657 150	24
- Turun piiri	1 394 800	32
- Vaasan piiri	1 331 800	13
- Oulun piiri	620 000	14
- Keski-Pohjanmaan piiri	100 000	1
TVL:	4 103 750	84
II. Muut hankkeet:		
- Kymen lääni	380 000	1
- Uudenmaan lääni	3 667 000	12 (+13)
- Turun ja Porin lääni	1 331 650	18 (+ 5)
- Pohjanmaan lääni	275 000	1
- Oulun lääni	2 742 560	11 (+ 3)
- Lapin lääni		
III. Rannikkokaupunkien ilman V0:n lupaa tekemät ruoppaukset:		
- Kotka		
hiekanotto, n. 200 000 m ³ /v.	2 800 000	14
muut ruoppaukset, n. 180 000 m ³ /v.	2 520 000	14
- Hamina		
- Helsinki		
hiekanotto, n. 180 000 m ³ /v.	2 520 000	14
muut, n. 300 000 -"-	4 200 000	14
- muu Uusimaa	417 000	6
- Turku, n. 120 000 -"-	1 680 000	14
- muu Turun ja Porin lääni		
- Pohjanmaa	458 000	4
- Oulun lääni		
YHTEENSÄ:	22 619 235	207 (+21)

Taulukko 1. Ruoppaustoiminta Suomen rannikolla vv. 1968- 1982.
 Ruopattu määrä, sekä kpl. erillisiksi katsottavat työt
 (kaupunkien kohdalta jokaisen vuoden ruoppaukset on las-
 kettu yhtenä ruoppaustyönä, suluissa olevat luvut tarkoit-
 tavat pieniä hankkeita, joista ruopattujen massojen tila-
 vuutta ei ole saatu selville)

- 1) Tiedot saatu vesipiireiltä. Kaikki työt siis tehty V0:n luvalla. Luvut eivät sisällä TVL:n tekemiä hankkeita.

2.2. Ympäristön tilan valvonta ruoppausten yhteydessä

Tiedot suoritetuista ennakkoselvityksistä ja seurantatutkimuksista on saatu Tie- ja vesirakennuslaitoksen eri piireiltä ja vesipiirien vesitoimistoilta. Tätä on täydennetty ottamalla yhteys rannikkokaupunkeihin, tiettyihin teollisuuslaitoksiin sekä seuraaviin alalla toimiviin konsulttiyrityksiin:

- Kala ja Vesitutkimus Oy
- Keskuslaboratorio Oy
- Kymijoen Vesiensuojeluyhdistys r.y.
- Lounais-Suomen Vesiensuojeluyhdistys r.y.
- Maa ja Vesi Oy
- Pohjanmaan Tutkimuspalvelu Oy
- Pohjois- Suomen Vesitutkimustoimisto Oy

Edelleen on lausuntoja ja näkökohtia pyydetty seuraavilta kalastusjärjestöiltä:

- Nylands Fiskarförbund
- Perämeren Kalastajien keskusliitto
- Pohjanmaan Kalastusseurojen liitto
- Uudenmaan Kalatalouspiiri
- Varsinais-Suomen Kalastajaliitto
- Åbolands Fiskarförbund
- Österbottens Fiskarförbund

Vastaus on kuitenkin saatu ainoastaan Varsinais-Suomen Kalastajaliitolta.

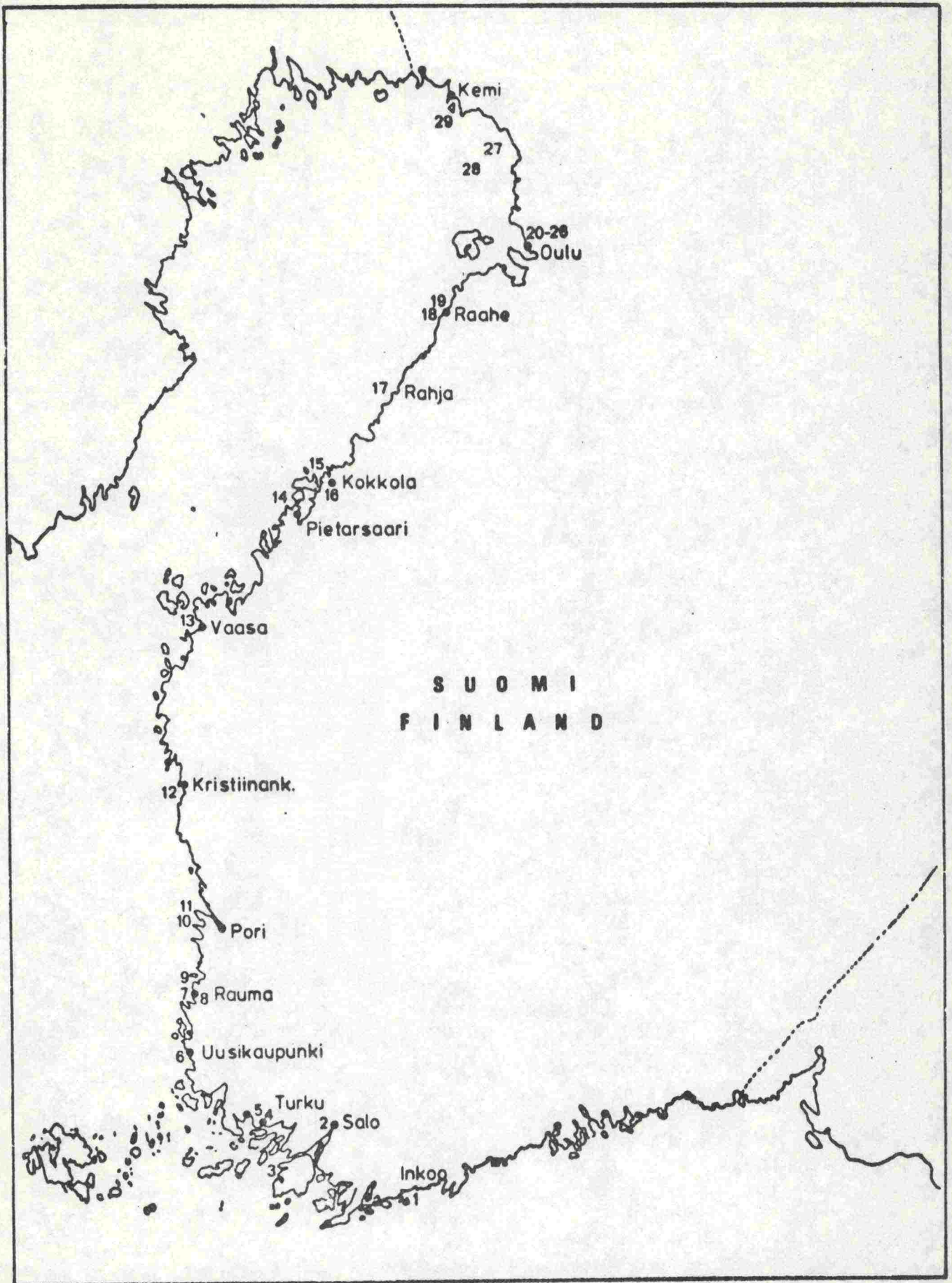
Ainoastaan 33:ssa kaikkiaan 228:sta tutkimukseen otetusta ruoppaushankkeesta on annettu lausunto tai tehty jonkinlainen selvitys tai tutkimus mahdollisista vaikutuksista vesiympäristöön (taulukko 2, kuva 1). Näistä neljä hanketta koskee jokisuistoja, kolme on vielä suunnitteluvaiheessa, (Kemiö/Norrlångvik ja Tahkoluodon väylä; tehdään suunnitelman mukaan vuonna 1983) tai käynnissä olevia töitä (Inkoon väylä; saatetaan loppuun todennäköisesti 1983 aikana). Tämä merkitsee sitä, että mahdollisia vaikutuksia on voitu arvioida rannikolla tehtyjen 26 tutkimuksen perusteella.

1. Inkoon hiilisatama ja väylä (13 m); TVL ja Imatran Voima Oy 1981-82
2. Salo Uskelanjoen veneväylän kunnossapito (2.5 m); TVL 1979
3. Kemiö, Norrlångvik satama ja tuloväylä (4.2 m); TVL ja Oy Lohja Ab 1983-
4. Turku, Pansion telakka ja tuloväylä (14.2 m); Valmet Oy 1978
5. Turku, Pernon telakka ja tuloväylä (m); Wärtsilä Oy 1975-76
6. Uudenkaupungin väylät (10 m ja 7 m); TVL 1979 ja 1981
7. Rauman väylä (9 m); TVL 1977-81
8. Rauman sataman laajennus
Rauman kaupunki ja Holming Oy 1976-78
9. Olkiluodon voimalaitoksen satama ja väylä (5 m)
Teollisuuden Voima Oy - Industrins kraft Ab 1975
10. Pori, Mäntyluoto, koeruoppaus; Wärtsilä Oy 1982
11. Pori, Tahkoluodon väylä (15 m); TVL 1983-
12. Kristiinankaupunki, hiilisatama; Pohjolan Voima Oy 1982
13. Vaasa, satama ja väylä (9 m) Vaasan kaupunki ja TVL 1979-80
14. Pietarsaari, satama ja väylä (10.2 m); TVL 1981
15. Kokkolan väylä (11 m); TVL 1976
16. Kokkola, satama; Kemira Oy 1979-80
17. Rahjan satama ja väylä (8.5 m); Kalajoen kunta ja TVL 1981-82
18. Raahen väylä (7.8 m); Raahen kaupunki 1979-80
19. Raahen veneväylä; Raahen kaupunki 1973
20. Oulun eteläsatama; Oulun kaupunki 1970
21. Oulun syväsatama ja Nuottasaaren öljysatama
Oulun kaupunki 1972-73
22. Oulun Hartaanselän nippuhinausväylä (3.5 m)
Metsähallitus 1972-73
23. Oulun Nuottasaaren tehtaan nippuvarastoallas; Oulu Oy 1979
24. Oulun Hietasaaren pienvenesatama; Oulun kaupunki 1973
25. Oulun Rajahaudan venesatama; Oulun kaupunki 1978-79
26. Oulun Vihreäsaaren joukkotavarasatama; Oulun kaupunki 1979-80
27. Perämeren nippuhinausväylä (m); TVL 1975
28. Oulu-Kemi rannikkoväylä (10 m); TVL 1972
29. Kemi, Ajoksen väylä (10 m); TVL 1973-74

Jokisuistojen ruoppauksia:

30. Pori, Kokemäenjoen kunnossapitoruoppaus; Vesihallitus 1979-80
31. Kiiminkijokisuun kunnossapitoruoppaus; Vesihallitus 1978
32. Olhavajokisuun " " 1981
33. Hiastinhaaran " " 1981

Taulukko 2. Ruoppaushankkeet Suomen rannikolla vv. 1969-82 joiden
haittavaikutukset vesiympäristöön on selvitetty.



Kuva 1. Ruoppauskohteet Suomen rannikolla vv. 1963-82 taulukon 1. mukaan

Seurantatutkimusten laajuus ja sisältö vaihtelee suuresti näytteenotto-taajuuden, näytteenottopaikkojen lukumäärän ja analysoitujen muuttujien suhteen. Painopiste on yleensä ollut rutiiniluontoisissa kemiallisissa vesianalyyseissa, kun taas biologisiin muuttujiin on kiinnitetty vain vähäistä huomiota. Kalastuksen taloudellisesta merkityksestä huolimatta on suhteellisen harvoja tutkimuksia tehty ruoppausten seurauksista.

Ennakkoselvitysten ja seurantaohjelmien sisällöstä ja laajuudesta on yhteenveto liitteessä 2. Taustatiedot näistä ruoppaustöistä on annettu liitteessä 1.

Standardisoidun seurantatutkimusohjelman puuttuminen aiheuttaa sen, etteivät tulokset aina ole vertailukelpoisia. Siten on vaikeaa arvoida mm. ruoppausmenetelmän, -ajankohdan, pohjan laadun ja muiden ympäristötekijöiden merkitystä vaikutusten keston ja laajuuteen. Tutkimustulosten tulkintaa vaikeuttaa usein myös muiden kuormituslähteiden vaikutus. Tämä koskee erityisesti rannikon läheisyydessä olevien alueiden, esim. satamien ja niiden tuloväylien ruoppausta. Kyseessä olevan vesialueen hydrografiset erityisolosuhteet määräävät suuressa määrin ympäristövaikutusten keston ja laajuuden ruoppauksissa ja ruoppausmassojen läjityksissä.

2.2.1. Todettuja vaikutuksia veden laatuun

Sameneminen, kiintoainepitoisuus ja näkösyvyys

Pohjamateriaalin mekaanisen sekoittumisen yhteydessä tapahtuu vesialueen samenemista. Tämä on ruoppausten ja ruoppausmassojen läjityksen näkyvin seuraus. Sameutta voidaan mitata sameusyksiköissä (FTU), kiintoainepitoisuutena (mg/l) tai näkösyvyytenä (m), ja se on suuresti riippuvainen sää- ja virtausolosuhteista sekä ruoppausmenetelmästä ja sedimentin hiukkaskoosta. Tuloksiin vaikuttavat myös alueella tapahtuvat muut päästöt, makean veden virtaukset alueelle sekä planktonlevien vuodenaikaisvaihtelut.

Vaihtelevan laajuisia samenemiskartoituksia on tehty käytännöllisesti katsoen kaikkien ruoppaustutkimusten yhteydessä. Kaikki käytettävissä olevat tutkimustulokset viittaavat siihen, että samenemisiemiö on lyhyt-

aikainen ja paikallinen. Huomattavia eroja eri ruoppausmenetelmien aiheuttamien vaikutusten välillä ei ole todettu. Huomattavaa samenemista esiintyy tavallisesti 100-1000 m:n säteellä työpaikalta, ja samenemista kestää enintään pari viikkoa. Sameneminen näyttää olevan voimakkainta läjityspaikan läheisyydessä, erityisesti imuruoppauksessa. Vaikutukset ruoppauspaikalla vaikuttavat pieniltä - ainoastaan vähäistä näkösyvyyden huononemista on todettu 100-400 m etäisyydellä ruoppaajista, esim ruopattaessa Vaasan ja Raahen väyliä. Myös kiintoainepitoisuuden kohoaminen on yleensä kohtuullista (taulukko 3), ainoastaan muutamia korkeita pitoisuuksia on ajoittain todettu, nekin tavallisesti pohjanläheisessä vedessä. Suspendoituneen materiaalin sedimentoituminen näyttää olevan suhteellisen nopeaa. Laboratoriokokeissa on osoitettu, että melkein täydellinen sedimentoituminen ja veden selkeytyminen tapahtuu 1-3 vuorokaudessa (taulukko 4).

Pohjanläheisissä vesikerroksissa voi esiintyä pitemmän ajanjakson aikana suurella alueella kohonneita, ajoittain jopa hyvinkin korkeita kiintoainepitoisuuksia (200-300 mg/g). Ruoppaus imuruoppaajalla näyttää aiheuttavan pohjanläheisessä vedessä voimakkaampaa samenemista, kun taas vaikutus pintaveteen on pienempi ja selkeytyminen tapahtuu nopeasti. Esim. Vaasan ja Kokkolan väylän imuruoppauksissa mitattiin 260-397 mg/l suuruisia kiintoainepitoisuuksia pohjanläheisessä vesikerroksessa, kun kauharuoppauksissa ovat korkeimmat mitatut kiintoainepitoisuudet olleet 30-50 mg/l (mm. Rauman väylä, Pietarsaaren väylä ja Rajahaudan venesatama).

Imuruoppausmassojen läjittäminen tapahtuu tavallisesti pengerrettyihin altaisiin, mikä suuressa määrin rajoittaa niiden vaikutuksia vesialueisiin. Huomattavaa samenemista voidaan kuitenkin todeta rajoitetulla alueella altaiden edustalla, osittain siksi, että tiettyä vuotoa penkereiden läpi tapahtuu, ja osittain koska altaista tulevan ylivuotoveden on todettu sisältävän hyvin korkeita kiintoainepitoisuuksia sekä myös ravinteita ja rautaa (taulukko 6).

Ylivuotoveden aiheuttamasta kuormituksesta huolimatta on sen vaikutus vesialueeseen todettu pieneksi, lähinnä veden hyvän vaihtuvuuden ja laimennuksen vuoksi.

	Kiintoainepitoisuus	
	ennen ruoppausta mg/l	ruoppauksen aikana mg/l
Inkoon väylä		1.3-13
Salon väylä	9.5-65	12.0-48
Raision väylä	0.7-35	1.0-170
Airiston läjitysalue		
Kemiö, Norrlångvik		
Turun satama	7.0-64	11.2-27
Rauman väylä		1.2-23
Vaasan väylä	2.6- 8.7	1.0-18
Vaasan satama	0.6-10.3	1.4-265
Pietarsaaren väylä	9.3-11.3	5.0-37.3
Kokkolan väylä		0.6-260
Rahjan väylä		
Raahen väylä	0.8- 1.6	9.0-15
Oulun syväsatama	1.0- 8	1.0-20
Oulu/Nuottasaaren satama	7.5-31.5	1.0-51.6
Oulu/Hietasaaren satama	0.8- 3.6	5.2-22.4
Oulu/nippuväylä		
Oulu/Vihreäsaaren satama	0.8- 3.8	1.2-78
Oulu/Rajahaudan satama		6.4-116
Oulu-Kemin väylä	1.0- 2.0	2.0-13
Kemi/Ajoksen väylä		0.8-31.6
Suomenlahti	3.4- 6.7	
Saaristomeri	4.1- 9.1	
Selkämeri	3.5- 9.3	
Perämeri	2.8- 3.5	

Taulukko 3. Kiintoainepitoisuudet ennen ruoppausta ja ruoppauksen aikana eri työkohteissa, verrattuna keskiarvoon Suomen rannikolla v. 1966-70 (eri syvyyksillä).

	kiintoaine- pitoisuus mg/l	sedimentoit- tunut määrä
Kemiö/Norrlångvik	-	n. 98 %
Pori/Tahkoluoto	11-52	99.0-99.9 %
Oulu/syväsatama	8-52	-
Oulu/Vihreäsaari	1-42	-
Oulu/Kemi	20	-

Taulukko 4. Kiintoainepitoisuus (mg/l) ja sedimentoitunut määrä (% kiintoainepitoisuudesta kokeen alussa) vuorokauden kuluttua laboratoriokokeissa.

	pinta mg/l	A pohja mg/l	B pinta mg/l	pohja mg/l	
Vaasan satama	20	265	116	39	Rajahauta
Vaasan väylä	21	397	29	29	Pietarsaari
Kokkolan väylä	45	260	11	52	Rauma

Taulukko 5. Korkein mitattu kiintoainepitoisuus (mg/l) pintavedessä ja pohjan läheisyydessä ruoppauksen aikana A) imuruoppausmenetelmällä ja B) kauharuoppausmenetelmällä.

	kiintoaine g/l	rauta mg/l	kok-p µg/l	Hg µg/l
Kokemäenjoki	5-4100	0.7-220	64-5100	0.1
Vaasa	1203	11	1209	
Raahe	24-178	3.8-5.2	118-205	0.1
Oulu/syväsatama	71	3.66	48	0.13
Oulu/Vihreäsaari	46-2772	3.3-104	179-3514	

Taulukko 6. Kiintoaine-, rauta-, fosfori-, ja elohopeapitoisuudet
läjitysaltaiden ylivuotovedessä.

Sameuden aiheuttamat muuttuneet valaistusolosuhteet vaikuttavat kasviplanktonin tuotantotasoon ja mahdollisesti myös koostumukseen. Sameus ja kohonnut kiintoainepitoisuus vaikuttavat myös veden käyttökelpoisuuteen raakavetenä sekä kalastukseen ja virkistykseen. Samenemisen biologisia vaikutuksia esim. kalojen ja muiden eliöiden käyttäytymiseen ja lisääntymiseen on tutkittu puutteellisesti.

Johtokyky, pH- ja happiolosuhteet

Pohjasedimentit sisältävät vaihtelevia määriä organista ainesta, joka ruoppauksen ja läjityksen yhteydessä joutuu kiertoon. Tämän hajaantuessa kuluu happea. Alueilla, joissa on seisovaa vettä tai ennestään huonot happiolosuhteet voi tämä johtaa täydelliseen happikatoon sekä vaikuttaa pH- ja ionitasapainoon. Lisääntynyttä hapenkulutusta tasapainottaa tavallisesti planktonlevien tuotanto, ilman hapen liukeneminen veteen ja veden kierto. Ruopattaessa veden kesäkerrostuneisuuden aikana voi lisääntynyt hapen tarve aiheuttaa happivajausta pohjavedessä. Tutkimustulokset viittaavat kuitenkin siihen, ettei ruoppauksella eikä ruoppausmassojen läjityksellä ole ollut merkittävää vaikutusta happi-, pH- tai ionitasapainoon. Vesianalyysit ovat antaneet alueelle lähes luonteenomaisia arvoja ja normaalia vuodenaikaisvaihtelua on todettu.

Rauta

Kaikissa ruoppaustutkimuksissa on todettu selvää rautapitoisuuden kohoamista. Korkeita rautapitoisuuksia on tavallisesti mitattu korkeiden kiintoainepitoisuuksien yhteydessä; suuren osan raudasta voidaan olettaa olevan sitoutunutta sedimenttihiukkasiin. Rauta on tyypillinen makean veden aineosa, ja on vaikeaa erottaa ruoppaustöiden vaikutukset alueelle virtaavan makean veden vaikutuksista. Normaali rautapitoisuus on 0.1-0.4 mg/l, kun taas ruoppausten yhteydessä on mitattu 0.5-2.5 mg/l suuruisia pitoisuuksia (taulukko 7) ja läjitysaltaiden ylivuotovedessä pitoisuuksia aina 200 mg/l asti (kts. taulukko 6). Ruoppausten jälkeen näyttää palautuminen normaalille tasolle tapahtuvan suhteellisen nopeasti. Kohonneiden rautapitoisuuksien vaikutuksia eliöstötasolla ei Suomessa ole tutkittu. Erittäin suuri luonnollinen vaihtelu (kts taulukko 7) vaikeuttaa tulosten tulkintaa huomattavasti; joissakin tapauksissa on ruoppausten aikana todettu alhaisempi rautapitoisuus kuin ennen työn aloittamista. Tästä syystä pitäisi saada luotettavia keskiarvoja vertailupohjaksi sekä luonnollisen vuodenaikaisvaihtelun olla tunnettu.

	ennen ruoppausta	ruoppauksen aikana
Vaasan väylä	0.21-0.32	0.08-0.47
Vaasan satama	0.11-0.44	0.04-2.5
Raahe	0.06-0.09	0.09-0.97
Oulun syväsatama	0.22-0.79	0.15-0.98
Oulu/Vihreäsaari	0.15-0.28	0.13-2.5
Oulu/Kemi	0.08-0.12	0.05-0.40
Kemi/Ajos	0.08-0.12	0.30-1.82
Suomenlahti	0.03-0.07	
Saaristomeri	0.05-0.23	
Selkämeri	0.03-0.17	
Perämeri	0.04-0.06	

Taulukko 7. Rautapitoisuudet (mg/l) ennen ruoppausta ja ruoppauksen aikana eri työkohteissa, verrattuna kesäkeskiarvoon Suomen rannikolla (1 m syvyydellä ja pohjanläheisessä vedessä) (KOHONEN 1973).

2.2.2. Ravinteiden ja raskasmetallien vapautuminen

Luonnolliset prosessit vesiekosysteemissä johtavat mm. ravinteiden ja raskasmetallien rikastumiseen pohjasedimenttiin. Ruoppauksen ja ruoppausmassojen läjittämisen yhteydessä on vaara, että nämä aineet vapautuvat uudelleen, leviävät ja rikastuvat ravintoketjuihin.

Ruoppausvaikutuksia tutkittaessa on Suomessa tavallisesti tehty ainoastaan kokonaistyyppi-, kokonaisfosfori- ja elohopeamäärityksiä vedestä. Joissakin tapauksissa on tarkempia sedimenttimäärityksiä suoritettu, huomioiden useimpien raskasmetallien esiintymisen. Muutamia laboratoriokokeita on tehty sen selvittämiseksi, missä määrin nämä aineet liukenevat sedimenttiin mekaanisen työstämisen yhteydessä.

Ravinteet

Suomen rannikolla ruopattujen merenpohjan ainesten on tavallisesti todettu sisältävän suhteellisen pieniä määriä ravinteita. Ravinnetaso on ollut lähellä puhtaiden rannikkoalueiden normaalitasoa (taulukko 8). Laboratorioskokeet viittaavat siihen, että suhteellisen pieni osa sedimentteihin sitoutuneista ravinteista liukenee veteen mekaanisen sekoittumisen yhteydessä. Fosforia vapautuu tavallisesti vähemmän kuin 0.1 %, kun taas typpeä vapautuu hieman suurempia määriä (taulukko 9).

Ravinnetason tietty kohoaminen on täten todennäköinen ruoppaustöiden yhteydessä. Kohonneita pitoisuuksia vesimassassa on todettu lähinnä fosforin kohdalla (taulukko 10), etenkin suurten kiintoainepitoisuuksien yhteydessä, minkä vuoksi osan fosforista voidaan olettaa olevan sitoutunut kiintoaineeseen. Vastaavaa, mutta vähemmän selvää typpipitoisuuden kohoamista on paikoittain todettu. Tutkimustulosten tulkintaa vaikeuttaa ravinteiden suuri luonnollinen vaihtelu. Kok-P ja kok-N määrä luonnontilaisilla rannikkoalueilla on tavallisesti 10-40 µg/l fosforilla ja typellä vastavasti 200-300 µg/l, kun taas rannikon läheisyydessä oleville enemmän tai vähemmän kuormitetuille vesialueille tulee käyttää huomattavasti korkeampia vertailulukuja. Ravinnetason kohoaminen näyttää olevan lyhytaikainen, ja suhteellisen nopea palautuminen normaalitasolle on todettu. Ravinteet palautuvat sedimentteihin sitoutumalla biologiseen materiaaliin ja

adsorboitumalla kiintoaineeseen. Huomattavaa tai pitkäaikaista levätuotannon kohoamista ei ole todettu, ja ruoppaustöiden aiheuttama väliaikaisesti kohonnut ravinnekuormitus muodostaa tavallisesti osuuden joka, verrattuna muihin kuormituslähteisiin, voidaan jättää huomiotta. Alueilla, missä typpi- ja fosforipitoisuudet normaalioloissa ovat pieniä, ja ovat siten tuotantoa rajoittava tekijä, voidaan todeta väliaikaista tuotannon nousua. Jos olosuhteet muutenkin ovat suotuisat, voi ikäviä levien kukintoja esiintyä.

Läjitettäessä ruoppausmassoja sedimentoitumisaltaisiin on ylivuotoveden todettu sisältävän hyvin korkeita pitoisuuksia eteenkin fosforia - aina 5000 µg/l asti (taulukko 6). Tämän kuormituksen vaikutusta vesialueeseen altaiden läheisyydessä ei ole tutkittu tyydyttävästi, mutta laimeneminen ja adsorptio näyttävät estävän pitkäaikaisia rehevöitymisvaikutuksia. Korkeita perustuotantoarvoja on kuitenkin mitattu mm. Vaasan läjitys-altaan edustalla. Myös tämä vaikutus on ilmeisesti paikallinen ja lyhytaikainen.

	kok-N	NO ₃ -N	kok-P	liuk-P (PO ₄ -P)
Inkoon väylä	1.7-4.4		0.31-0.97	
Salon väylä	0.7-2.7		0.8 -1.1	0.0003-0.0004
Kemiö	5.4-6.4		0.84-0.86	0.0003-0.0011
Turun satama			1.09-4.2	
Raision väylä		91-142	0.8 -1.6	0.16-0.73
Airiston läjitysalue		11-20	0.6 -1.45	0.01-0.03
Pori/Tahkoluodon väylä			1.6	
Oulu/syväsatama	0.08-0.51		0.31-0.97	
Oulu/Vihreäsaari			0.16-0.73	
Oulu-Kemin väylä	0.39-0.45		0.08-0.019	

Taulukko 8. Sedimenttien ravinnepitoisuudet (g/kg kuiva-ainetta) eri ruoppauskohteissa.

	kok-N %	PO ₄ -P %	kok-P %
Salo	+3.8-7.0	-0.08- -0.03	-0.1- +0.3
Kemiö			+0.8- +1.4
Raisio			0.1
Airisto	1.1-1.7	1.4 -3.9	0.0- 0.035
Pori	0.043-0.95		0.008-0.18

Taulukko 9. Ravinteiden liukenevuus (% sedimentin sisältämästä pitoisuudesta) ruoppausmassoista veteen laboratoriokokeissa (VIRTANEN 1973, JUMPPANEN 1975, 1979, 1981).

	kok-P, µg/l		kok-N, µg/l	
	ennen	seuranta	ennen	seuranta
Inkoo	15-42		213-480	
Salo	37-300	46-192	700-2600	690-2400
Raisio	26-447	11-1800	180-1400	350-5000
Airisto	18-39	21-39	100-480	300-460
Turku	30-190	46-420	-	580-1700
Rauma	-	9-19	-	-
Kokemäenj.	43-99	43-100	550-1500	530-1700
Pietarsaari	10-21	12-100	-	-
Kokkola	-	5-158	-	420-1200
Raahe	10-20	-82	-	200-800
Oulun syvä.	32-88	5-82	500-800	200-900
Oulu/Nuottas.	11-140	21-198	230-630	190-510
Oulu/Hietas.	21-23	24-152	317-360	297-821
Oulun nippuv.	27-104	39-102	600-700	400-600
Oulu/Vihreäs.	11-67	16-104	-	-
Oulu/Rajah.	-	17-155	-	-
Oulu-Kemi	7-21	11-35	230-400	190-420
Kemi/Ajos	-	15-38	-	207-674
Vaasan väylä	16-30	10-54	-	-
Vaasan satama	9-12	10-85	-	-
Suomenlahti	10.6-82.9		250-390	
Saaristomeri	11.2-27.2		210-320	
Selkämeri	5.3-27.0		240-290	
Perämeri	4.6-8.6		200-230	

Taulukko 10. Ravinnepitoisuudet vedessä (µg/l) ennen ruoppausta ja ruoppauksen aikana, verrattuna eri merialueiden kesäkeskiarvoon vuosilta 1966-70 eri syvyyksissä (KOHONEN 1973).

Raskasmetallit

Raskasmetallipitoisuudet sedimenteissä Suomen rannikolla ovat yleensä pieniä. Ainoastaan satamien yhteydessä ja muutamien teollisuuslaitosten edustalla on mitattu kohonneita, paikoittain hyvin korkeita raskasmetallipitoisuuksia (Taulukko 11). Lounais-Suomen Vesiensuojeluyhdistyksen suorittamien laboratoriokokeiden mukaan vapautuu näitä yhdisteitä kuitenkin vain pienissä määrin sedimenttien mekaanisessa sekoittumisessa (JUMPPANEN 1975, 1979, 1981). Vain elohopeaa vapautuu huomattavia määriä, 15-50 %, kun taas lyijyä vapautuu vain 0.5-1.0 %, kromia 0.04 %, sinkkiä 0.5-5.0 % sedimentin sisältämistä pitoisuuksista. Tutkimukset Kokemäenjoen suiston ruoppauksesta osoittavat, että elohopeaa adsorboituu huomattavasti kiintoaineeseen. Ainoastaan vähäpätöinen määrä liuenneesta elohopeasta jää vesimassaan. Vuorokauden pituisen sedimentoitumisen jälkeen sisälsi vesinäyte suoritettun kokeen mukaan ainoastaan 0.1-0.2 µg Hg/l. Pitoisuudet luonnontilaisissa vesissä ovat 0.1-0.5 µg/l. Kokkolan väylää ruopattaessa mitattiin 0.16-6.5 µg/l, Oulu-Kemi väylän ruoppauksessa 0.2-1.0 µg/l, Oulun syväsataman ruoppauksessa 1.12 µg/l, monessa muussa tapauksessa pienempiä, mutta kuitenkin selviä elohopeapitoisuuksien kohoamisia. Tämä osoittaa, huolimatta laboratorio-kokeiden tuloksista, että huomattava osa sedimenttien sisältämästä elohopeasta vapautuu ruoppausten yhteydessä. Kuinka pitkäaikainen tämä vaikutus on ja kuinka vapautunut elohopea sitoutuu ja leviää ravintoketjussa, on Suomessa selvittämättä.

2.2.3. Biologiset muuttujat

Tutkittaessa ruoppausten vaikutuksia vesiympäristöön on kasviplanktonin perustuotanto tavallisesti ollut ainoa huomioon otettu biologinen muuttuja. Kasviplankton ei ole suuremmissa määrin suoraan altis ruoppauksen tai ruoppausmassojen läjityksen vaikutuksille. Sitävastoin se on epäsuorasti alttiina veden laadun muutoksille, esim. huonontuneen näkösyvyyden ja kohonneen ravinnetason kautta. Kasviplanktonin perustuotantoa käytetään myös yleisesti rehevöitymisen mittana. Kasviplankton on nopea reagoimaan ja suhteellisen herkkä ympäristöolosuhteiden muutoksiin, mutta palautuminen tilapäisten ja lyhytaikaisten häiriöiden jälkeen on myös suhteellisen nopeaa.

	Hg	Pb	Cr	Zn	Cu	Cd
Ruoppauskohteita:						
Inkoo	0.01-0.21	14-130	21-47	80-440	19-52	
Salo	0.04-0.09	25-35	28-51	150-300		1.0 - 1.1
Kemiö	0.02-0.25	25-35	40	100-120		1.4 - 1.6
Raisio	0.08-3.3	15-85	18-36	97-313		0.17-0.18
Airisto	0.11-0.35	24-740	10-13	95-605		0.11-0.92
Turku						
Rauma	0.01-0.04					
Uusikaup.	0.14-0.51	42-61	50-62	150-570	27-95	2.0 - 9.0
Kokemäenj.	0.14-4.1	10-114	22-106	36-560	17-270	1.0 -11
Pori	0.02-4.5	3-120	11-93	37-570	10-280	0.05-11
Pietars.	0.06-0.17	0.9-3	1.6-19	19-43	3.5-9	0.06-0.4
Oulu/Vihr.	0.23-1.5					
Oulu/syväs.	0.8 -2.6					
Puhtaita vertailu- alueita:						
Pori	<0.1	10-50	10-30	50-160	10-30	0.2-0.5
Kokkola				13-268	2.7-33	0.3-0.5
Uusikaup.		12-27	6.7-14	44-66	12-17	0.1-0.4
Koverhar		33			28	
E-Itämeri		20	90	120	38	0.27
Likaantuneita vertailu- alueita:						
Kokkola				44-269	26-42	0.4-6.4
Helsinki		70-320	36-79	76-566	30-209	2.5-5.6
Koverhar		22-462		103-1805	8-63	

Taulukko 11. Ruoppausmassojen raskasmetallipitoisuudet (mg/kg), verrattuna puhtaiksi tai likaantuneiksi luokitettuihin alueisiin (HÄKKILÄ 1980).

Enemmän tai vähemmän rehevöityneissä rannikkovesissä ovat ruoppaustöiden vaikutukset tuotantotasoon olleet vähäisiä. Luonnollinen vaihtelu on kuitenkin hyvin suuri, niin eri vuodenaikojen kuin myös lyhyempien ajanjaksojen välillä, ja tuotantoa ohjaa suuri määrä tekijöitä. Vaikutusten arvioinnin tulisi perustua tiheisiin näytteenottoihin, jotka voivat antaa luotettavia keskiarvoja ajalle ennen ruoppausta, ruoppauksen aikana ja ruoppauksen jälkeen. Tällaisia tietoja ei ole Suomessa tehdyistä tutkimuksista. Laboratoriokokeet Oulun syväsataman ruoppauksen yhteydessä viittaavat siihen, että tuotanto aluksi laskee samenenemisen vuoksi, mutta kasvaa sitä mukaa kuin kiintoaine sedimentoituu.

	Perustuotantokyky, mg C/m ³ d	
	ennen	työn aikana
Salo	680-1360	600-1190
Raisio	202-1042	280-840
Airisto	87-136	77-155
Rauma		93-131
Vaasan satama		138-365
Vaasan väylä		70-241
läjitysalue		162-379
Pietarsaari	100-330	71-450
Oulu/Hartaans.	144-206	134-886
Oulu/Nuottas.	232-1244	56-1033

Taulukko 12. Perustuotantokyky (mg C/m³d) ennen ruoppausta ja ruoppauksen aikana eri työkohteissa.

Kenttätutkimusten tulokset eivät osoita selviä kehityssuuntia. Suuria tuotantoarvoja on mitattu Halikonlahdessa (Salo) ja Raisionlahdessa sekä Oulun edustalla (Hartaanselkä, Nuottasaari), mutta arvot ovat luonteenomaisia voimakkaasti kuormitetuille, reheville merenlahdille, eikä niiden voida varmuudella sanoa aiheutuneen ruoppaustöistä. Suhteellisen korkeat tuotantoarvot Vaasan läjitysaltaan edustalla ovat kuitenkin todennäköisesti seurausta ravinnepitoisen veden vuodosta altaasta. Tämän tuotannon kohoamisen kesto on kuitenkin selvittämättä.

Kohonnut levätuotanto voi vähentää veden käyttökelpoisuutta raakavetenä sekä käyttöä kalastukseen ja virkistykseen, aiheuttaa haju- ja makuvirheitä kaloissa sekä lisätä hapenkulutusta lähellä pohjaa ja syvänteissä.

Voimakkaimmat ja pitkäaikaisimmat ruoppausten ja ruoppausmassojen läjityksen vaikutukset kohdistuvat pohjaeläimistöön. Alkuperäiset yhteisöt tuhoutuvat ja palautuminen on aikaa vievää, useasta tekijästä riippuvainen prosessi. Pohjaeläimet ovat suhteellisen pitkäikäisiä ja soveltuvat siten hyvin vaikutusten ja muutosten tarkkailuun pitkällä tähtäimellä. Pohjaeläimet ovat myös useiden kalalajien tärkeitä ravinto-organismeja ja auttavat huomattavassa määrin ravinteiden kiertokulussa veden ja sedimenttien välillä.

Ruoppaustutkimukset ovat vain muutamassa harvassa tapauksessa huomioineet pohjaeläimistöön kohdistuneet vaikutukset. Muutama kartoitus on tehty ennakkoselvitysten yhteydessä, mutta tilannetta ruoppausten tai läjitysten aikana tai niiden jälkeen ei tavallisesti ole seurattu. Raisionlahden ruoppauksen yhteydessä tehtiin varsinaisen seurantaohjelman ulkopuolella laaja tutkimus pohjaeläimistöstä ja sen palautumisesta sekä tekijöistä, jotka tätä ohjaavat (BONSDORFF 1979). Myös Inkoon väylän seurantaohjelmaan sisältyy pohjaeläimistötutkimuksia, mutta niiden tulokset eivät ole vielä saatavilla.

2.2.4. Vaikutukset kalatalouteen

Kalastuksen taloudellisesta merkityksestä huolimatta on suhteellisen harvoja perusteellisia tutkimuksia tehty ruoppaustöiden välittömien ja pitkäaikaisten kalastoon kohdistuneiden vaikutusten määrittämiseksi. Kalat ovat osa ekosysteemiä, johon melun, veden samenenemisen ja lisääntyneen kiintoainepitoisuuden, suspendoituneen pohjamateriaalin sedimentoitumisen, muuttuneen pohjatopografian, lisääntyneen levätuotannon tai rehevöitymisen sekä raskasmetallien ja muiden ympäristömyrkköjen rikastumisen voidaan olettaa vaikuttavan voimakkaasti.

Johtuen kalojen suuresta liikkuvuudesta ja suuresta määrästä tekijöitä jotka vaikuttavat kalakantojen ja kalasaaliiden suuruuteen, vaaditaan suhteellisen laajoja ja pitkäaikaisia tutkimuksia ruoppausten ja ruoppausmassojen

läjittämisen aiheuttamien haittavaikutusten selvittämiseksi. Kalastus- tutkimuksissa joita on tehty ruoppaustöiden yhteydessä (5 kpl + 1 suunniteltu + 5 ennakkoselvitystä) on painopiste ollut saaliskehityksen kartoittamisessa. Muutamassa tapauksessa on makutestejä ja raskasmetallimäärittäksiä (lähinnä elohopea) tehty. Yleensä on todettu, että on vaikeaa varmuudella määrittää yhteyttä ruoppaustöiden ja kalansaaliiden mahdollisten muutosten välillä.

Kalansaaliiden huomattavaa pienenemistä on huomattu lähinnä silakan rysäkalastuksessa. Tätä on todettu Rauman ja Inoon väylätöiden yhteydessä sekä myös jossain määrin Vaasan väyläruoppauksissa. Rysäkalastus on tavallisesti sidottu määrättyihin kalastuspaikkoihin, ja koska silakoiden on todettu välttävän sameaa vettä, vaikuttavat ruoppaustyöt kalastukseen työkohteiden läheisyydessä. Ruoppaustyöt ja liikenne tämän yhteydessä ovat joissakin tapauksissa vaikeuttaneet joidenkin kalastuspaikkojen hyväksikäyttöä. Selviä vaikutuksia silakan, siian, kuhan, hauen ym. verkkokalastukseen ei ole voitu osoittaa.

Kalastusvälineiden lisääntynyt likaantuminen on todettu useimmissa ruoppaustutkimuksissa. Likaantuminen johtuu pääasiassa veden lisääntyneestä kiintoainepitoisuudesta ja mahdollisesti kohonneesta levätuotannosta ravinteiden vapautumisen yhteydessä. Kalastusvälineiden likaantuminen vähentää pyyntitehokkuutta ja lisää kalastajien työmäärää.

Tutkimuksia ruoppaustöiden mahdollisista pitkäaikaisista vaikutuksista, esim. samenenemisen ja lisääntyneen kiintoainepitoisuuden vaikutuksista kutuvaelluksiin ja käyttäytymiseen sekä mädin kehitykseen ei ole suoritettu. On luultavaa, että tällaisia haittavaikutuksia syntyy, mutta epävarmaa, ovatko ne sen laajuisia, että sillä olisi merkitystä kalakantojen uusiutumiseen kokonaisuudessa. Vaaravyöhykkeessä on lähinnä silakan kevätkutuu, kuhan kutu alkukesällä sekä siian syyskutuu.

Analyysejä kalan raskasmetallipitoisuuksista on tehty neljässä tutkimuksessa. Koska raskasmetallien vapautumista sedimenteistä on todettu ruoppausten yhteydessä, on tärkeää selvittää missä määrin nämä myrkyt vapautuvat ja rikastuvat eliöstöön ym. ajatellen terveydellistä vaaraa käytettäessä kalaa ravinnoksi. Korkeita pitoisuuksia, lähinnä elohopeaa 0.06-0.65 ppm, on havaittu Porin edustalla, kun taas Oulun edustalla on

mitattu 0.06-0.10 ppm pitoisuuksia. Yli 0.5 ppm pitoisuuksia sisältävät kalat luokitellaan ihmisravinnoksi kelpaamattomiksi. Suuria pitoisuuksia on todettu tavallisimmin petokaloissa, lähinnä hauessa. Miten suurissa määrin todetut raskasmetallipitoisuudet kalassa johtuvat ruoppaustöistä, ja kuinka suuri osuus tulee muista kuormituslähteistä on kuitenkin epäselvää.

Myös muutama tutkimus makuvirheiden esiintymisestä kalassa ruoppaustöiden yhteydessä on tehty. Ainoastaan minimaalisia ja tilastollisesti ei merkitseviä eroja on osoitettu ruoppausalueiden ja luonnontilaisten alueiden kalojen välillä. Laboratoriokokeet näiden yhteydessä osoittivat kuitenkin, että kalat selvästi karttavat sameaa vettä. FAO:n normien mukaan on kala vesistöissä jossa on 25-80 mg/l suuruinen kiintoainepitoisuus hyvä - keskihyvä, kun taas 80-400 mg/l kiintoainepitoisuudet aiheuttavat, että kala on huono. Makuvirheitä kaloissa voi myös syntyä epäsuoranaaisesti johtuen lisääntyneestä levätuotannosta; mm. voimakkaiden sinilevien kukintojen on todettu aiheuttavan makuvirheitä kaloissa.

2.3. Jokisuistojen ruoppaukset

Tähän selvitykseen on otettu ainoastaan neljä jokisuistojen ruoppaustyötä (taulukko 2). Näistä on laajempia tutkimuksia haittavaikutuksista vesiympäristöön tehty ainoastaan Kokemäenjoen ruoppauksessa. Nämä ruoppaukset ovat ensi sijaisesti kunnossapitoruoppauksia, joiden tarkoitus on vähentää kevättulvien vaaraa tai kokonaan estää ne. Näitä ruoppaustöitä suorittaa ja valvoo tavallisesti Vesihallitus.

Vaikka ruoppaukset suoritetaan useimmiten makeassa vedessä ulottuvat vaikutukset myös rannikkoalueille jokisuistojen läheisyydessä. Ruoppausmassat läjitetään tavallisesti maalle. Näiden ruoppaustöiden vaikutusten voidaan olettaa poikkeavan suurella määrällä niistä vaikutuksista, joita on todettu rannikolla, saaristossa sekä kauempana merialueilla suoritettujen ruoppausten yhteydessä, johtuen osittain eroista veden fysikaalis-kemiallisissa ominaisuuksissa ja hydrografisissa olosuhteissa sekä osittain siitä, että juoksevassa vedessä on erilainen kasvisto ja eläimistö. Tässä selvityksessä käsitelty aineisto ei kuitenkaan ole riittävä yleisten johtopäätösten vetämiselle.

Seurantaohjelmien laajuus sekä taustatiedot raporttiin sisältyneistä jokisuistojen ruoppauksista ilmenevät liitteistä 1 ja 2.

Kokemäenjoki on voimakkaasti puunjalostus-, kemiallisen ja metalliteollisuuden päästöjen kuormittama (HÄKKILÄ 1980). Ympäristömyrkyjen vapautumisen ja leviämisen vaara on ilmeinen näitä sedimenttejä käsiteltäessä. Ruoppausten yhteydessä suspendoituneen aineen pienemmästä sedimentoitumisnopeudesta ja suuremmasta kulkeutumisnopeudesta johtuen tulee myös ottaa huomioon samenenemisilmiö sekä tämän aiheuttamat ongelmat.

Kokemäenjoen tutkimuksissa todettiin ainoastaan mitättömiä muutoksia veden laadussa (WESTERLING & ORAVAINEN 1981, KOTILAINEN 1982). Tämä johtuu osittain hyvästä veden vaihtuvuudesta ja sedimentoitumisaltaista virtaavan veden voimakkaasta laimenemisestä ja osittain siitä, että ruoppausten aiheuttama kuormitus on minimaalinen verrattuna muihin kuormituslähteisiin. Ajoittain voimakkaasti kohonnut suspendoituneen kiintoaineen pitoisuus voi vaikuttaa veden käyttökelpoisuuteen teollisuuden raakavetenä sekä kalastukseen ja virkistykseen.

Kokeellisia tutkimuksia suoritettiin ravinteiden vapautumisesta ruoppausmassoista sekä massojen vaikutuksista pH-olosuhteisiin. Typen ja fosforin vapautuminen oli suhteellisen suuri, ja muodostaa todennäköisesti huomattavan kuormituslähteen. Huomattavien pH-muutosten vaara vaikuttaa vähäiseltä. Pahimmassa tapauksessa voi tapahtua 0.2-0.7 pH-yksikön suuruisia muutoksia, millä ei normaalioloissa liene ekologista merkitystä. Lisäämällä kemikaaleja (esim. AlSO_4) sedimentoitumisaltaisiin voidaan suspendoituneen materiaalin sedimentoitumista nopeuttaa, ja saostaa suuri osa fosforista.

Sedimenttien raskasmetallipitoisuudet Kokemäenjoessa ja sen suistossa ovat olleet voimakkaasti kohonneita koko 1970-luvun ajan (HÄKKILÄ 1979). Luonnontilaisissa sedimenteissä on esim. elohopeapitoisuus n. 0.1 mg/kg, kun taas Kokemäenjoen suistossa on todettu 0.3-4.1 mg/kg suuruisia pitoisuuksia (taulukko 13). Kohonneita pitoisuuksia on todettu lähinnä pintakerroksessa, 1-15 cm. Suistoalueella on todettu myös jossain määrin kohonneita PCB- ja DDT-pitoisuuksia. PCB:tä on todettu 31.5 µg/kg (taulukko 13); n.12 µg/kg pitoisuuksien voidaan katsoa edustavan luonnontilaisia alueita (HÄKKILÄ 1979).

Huolimatta siitä, että sedimenteissä ja ruoppausmassojen sedimentoitumistaiden ylivuotovedessä on huomattavasti kohonneita raskasmetallipitoisuuksia, vesistöissä ei ole todettu kohonneita pitoisuuksia. Kokeellisin tutkimuksin on osoitettu, että ainoastaan vähäpätöisiä määriä elohopeaa vapautuu sedimenttien sekoittumisessa. Suurin osa elohopeasta sedimentoituu adsorboituneena kiintoaineeseen (HÄKKILÄ 1979).

Näyte- piste	sedimentin syvyys cm	Pitoisuus µg/kg kuiva-ainetta				
		PCB	DDE	DDD	DDT	ΣDDT
10	0-2	23	<1	-	-	<1
10	5-7	13	<1	1	-	1
11	0-2	34	-	-	-	-
11	4-5	56	<1	-	-	<1

Näyte- piste	Sedimentin syvyys cm	Kuiva- aine %	Org. aine %	Metallipit. mg/kg kuiva-ainetta							
				Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Cr	Ni	
1	0-2	52	3.3								
	3-5	72	1.9								
2	0-2	54	3.5	0.1							
	30-32	62	2.6	<0.1							
3	0-2	80	0.9	0.1							
	3-5	66	1.8	0.3							
4	1-2	58	3.1	0.4	2	28	86	109	74	32	
	23-25	70	1.8	<0.1	1	9	10	31	17	19	
5	0-3	47	4.9	<0.1							
	0-2	57	3.1	0.4							
	4-5	67	2.9	0.3							
6	0-2	60	3.1	0.5	2	27	88	119	55	24	
	5-6	76	1.3	0.2	1	25	39	57	32	10	
7	0-2	65	1.9	0.5							
	10-12	70	3.1	0.2							
	30-32	62	3.7	<0.1							
8	0-2	57	2.2	0.5							
	5-7	71	2.2	0.3							
	15-17	56	6.0	3.5							
9	0-2	76	0.8	0.07							
	4-5	70	1.6	0.2							
10	0-2	57	3.1	1.2	2	20	125	137	106	45	
	10-12	68	3.3	4.1	3	164	170	168	72	31	
11	0-2	47	4.5	1.4							
	5-6	42	6.1	2.0							
	10-12	65	2.4	3.2							

Taulukko 13. Raskasmetalli- ja PCB-pitoisuudet sedimenteissä Kokemäen-joen suistossa (HÄKKILÄ 1979).

Elohopean rikastumista kalaan tutkittiin mm. hauessa. Kala, joka on saatu suistoalueelta on jo 1960-luvulta lähtien luokiteltu ihmisravinnoksi kelpaamattomaksi johtuen elohopeapitoisuuksista, jotka ylittävät 0.5 mg/kg. Luonnontilaisten alueiden kaloissa on elohopeapitoisuus kudoksissa n. 0.2 mg/kg (KOTILAINEN 1982). Myös ruoppaustöiden yhteydessä vuoden 1981 aikana suoritettussa tutkimuksessa todettiin hauessa suuria elohopeapitoisuuksia. Kuinka suuressa määrin ruoppaukset ovat myötävaikuttaneet koho-neisiin elohopeapitoisuuksiin kaloissa ei ole selvitetty tyydyttävästi.

Ruoppausten muut vaikutukset kalatalouteen ovat suuressa määrin riippuvaisia alueen tilasta ja saastumisasteesta. Puhtailla, luonnontilaisilla suistoilla on hyvin suuri arvo monen tärkeän kalalajin kutu- ja poikastuotantoalueina (vaellussiika, nahkiainen, hauki, lahna, taimen, lohi). Voimakkaasti saastuneilla vesistöillä, kuten Kokemäenjoella, on kuitenkin kalaston ja kalastuksen kannalta vähäinen arvo, johtuen huonostaveden laadusta ja melkein kuolleesta pohjasta. Jokisuistojen ruoppauksissa on tavallisesti todettu kalastusvälineiden lisääntyntä likaantumista, mutta tämä ei vaikuta aiheuttaneen merkittävästi kalasaaliiden pienenemistä (ANTTILA & NIINIMÄKI 1979). Kokemäenjoen suiston läheisyydessä on kaloissa usein todettu makuvirheitä johtuen puunjalostusteollisuuden päästöistä ja voimakkaasta levätuotannosta. Täten on alueen kalansaaliiden arvo ollut pieni ja ruoppaustöiden aiheuttamien mahdollisten vaikutusten merkitys pieni.

2.4. Vedenalaisen hiekan tai soranotto

Hiekan- ja soranottoa ei ole tässä työssä käsitelty erikseen, lähinnä siitä syystä ettei tutkimusaineistoa tästä ole ollut käytettävissä, eikä tämän toiminnan ympäristövaikutuksia juuri ole tarkemmin selvitettykään. Kuten taulukosta 1 ilmenee hiekanotto muodostaa huomattavan osan maamme koko ruoppaustoiminnasta. Se on kuitenkin meillä vasta viime aikoina huomattavasti yleistynyt. Hiekanotto on yleensä suoritettu ilman vesioikeuden lupaa.

Kotkan seudulla on vuonna 1982 käynnistynyt laaja tutkimus hiekanoton ympäristövaikutusten selvittämiseksi. Tämä tutkimus on aloitettu Suomenlahden rannikkoalueen seutukaavaliittojen yhteisaloitteesta. Tutkimuksessa ovat

mukana sisäasiainministeriön ympäristönsuojeluosasto, vesihallitus, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos (RKTL), Merentutkimuslaitos, Kymen vesipiirin vesitoimisto, Kotkan kaupunki ja Kymenlaakson seutukaavaliitto.

Tutkimuksen päätarkoitus on selvittää vedenalaisten hiekannostoalueiden merkitys kalojen lisääntymis- ja syönnösalueina sekä niiden merkitys kalastusalueina. Tutkimusta johtaa FT H. Lehtonen RKTL:llä.

3. KANSAINVÄLISET TUTKIMUKSET

Seuraava yhteenveto ruoppausten ja ruoppausmassojen läjityksen mahdollisista ja todetuista vaikutuksista on koottu eri kansainvälisistä tietolähteistä. Tarkoituksena oli keskittyä muissa Itämeren maissa tehtyihin tutkimuksiin ja selvityksiin, mutta sekä ruoppaustoiminta että varsinkin ruoppauksiin liittyvä tutkimus näyttää Itämeren alueella olevan vähäistä. Tämä johtunee ainakin osittain siitä, että rannikkovedet Itämeren etelä- ja itäosissa ovat huomattavasti syvempiä ja saaristoa on vähän. Lisäksi pohja on suurimaksi osaksi puhdasta hiekkaa, jonka ruoppauksesta on huomattavasti vähemmän haittaa. Länsi-Saksassa ruopataan tosin vuosittain n. 30 milj. m³. Kyseessä ovat lähinnä kunnossapitoruoppaukset satamissa ja jokisuistoissa. Suurin osa ruoppausmassoista (ainakin osa voimakkaasti saastunutta) läjitetään Pohjanmereen (CALMANO & WELLERSHAUS 1982). Ruoppaustoiminnan haitta-vaikutuksia on tutkittu lähinnä makeassa vedessä. Ruoppausmassojen läjittäminen ja käsittely, niiden hyväksikäyttöä ajatellen, on ollut tärkein tutkimuksen kohde.

Ruotsissa on ruoppaustoiminta kuitenkin ollut suurin piirtein samaa suuruusluokkaa kuin meillä. Siellä on myöskin kiinnitetty huomiota tämän toiminnan vaikutuksiin ekosysteemiin. Ruotsin rannikolla ruopattiin vv. 1975-81 n. 11.2 milj. m³ (128 kohdetta), josta suurin osa oli alle 100 000 m³ ruoppauksia. Yhteenvetoa ruoppaustoiminnasta, ruoppausasioiden käsitte-lystä, tämän toiminnan ympäristötarkkailusta tai todetuista vaikutuksista ei ole tehty. Luonnonhoitovirasto on kuitenkin käynnistänyt melko laajan projektin, jonka tarkoituksena on laatia ekologiseen arviointipohjaan perustuvat ohjeet ruoppauskysymysten käsittelystä ja tarkkailusta. Projekti koostuu seuraavista osaselvityksistä:

1. ekologiset arviointiperusteet
2. lainsäädäntö ja katselmusmenettely
3. ennakkoselvitykset, tarkkailu ja läjityspaikka
4. maalle läjitys
5. ruoppaus/läjityshakemusmalli
6. menetelmät ja kustannukset
7. neuvot ja ohjeet

V. 1982 loppuun mennessä ovat kohdat 1, 2 ja 4 valmistuneet. Projekti on määrä saada valmiiksi vuoden 1983 kuluessa. Kohta 2 (lainsäädäntö Ruotsissa) on lyhyesti selvitetty luvussa 1.4.4. (s. 10). Kohta 1 (ekologiset arviointiperusteet) on käsitelty melko teoreettisesti kun taas kohta 4 (maalle läjitys) on lähinnä tekninen raportti. Näistä molemmista on kuitenkin tärkeimmät tiedot otettu mukaan tähän selvitykseen.

Ruotsissa tehdyissä tutkimuksissa huomiota on kiinnitetty lähinnä ympäristömyrkkyyksymyksiin. Esimerkkejä ruoppausten tarkkailuohjelmista on liitteessä 3, vertailukohtena Suomessa tehtyihin ohjelmiin (liite 2).

Tanskasta on ollut käytettävissä tuloksia ainoastaan muutamista tutkimuksista kiintoainepitoisuuden vaikutuksista, lähinnä soranoton yhteydessä. Hiekantai sorannostoa ja sen ympäristövaikutuksia ei ole käsitelty erikseen tässä työssä (kts. luku 2.4. s. 39).

Laajoja tutkimuksia ruoppausten ja ruoppausmassojen läjitysten vaikutuksista on tehty lähinnä USA:ssa ja jossain määrin Kanadassa. Erityisesti USA:n DMRP-projektin (Dredged Material Research Program) tutkimukset valaisevat monia niin käytännöllisiä kuin tieteellisiäkin ongelmia ja näkökohtia ruoppausten yhteydessä. Olosuhteet sekä eläimistö ja kasvisto ovat kuitenkin täysin erilaiset USA:ssa Suomeen verrattuna. Näin ollen tulee korostaa, etteivät nämä tutkimustulokset ole suoraan sovellettavissa meillä. Ne ovat kuitenkin pitkälti suuntaa antavia ja muun perusteellisen tutkimusaineiston puutteessa ne on otettu mukaan tähän selvitykseen.

3.1. Vaikutukset veden laatuun

3.1.1. Sameneminen ja sen seuraukset

Sedimenttien sekoittuessa ruoppauksessa ja läjityksessä syntyy aina vesialueen samenemista, jonka niin Suomessa kuin muissakin maissa on todettu olevan näkyvin ja välittömin vaikutus. On kuitenkin muistettava, että sameneminen itsessään on luonnollinen ja melko usein esiintyvä ilmiö, ainakin kaikissa rannikonläheisissä vesissä. Tämä voi jossain määrin vaikeuttaa tulosten tulkintaa. Monet eläimet, varsinkin pehmeiden pohjien

eliöstö, ovat sopeutuneet tällaisiin olosuhteisiin.

Tärkeätä on selvittää, kuinka suurten kiintoainepitoisuuksien voidaan olettaa aiheuttavan haittavaikutuksia biologisiin yhdyskuntiin ja esiintyykö sellaisia pitoisuuksia ruoppausten tai läjitysten yhteydessä. Ratkaisevia tekijöitä ovat myöskin samennuksen kesto sekä sedimenttihiukkasiin mahdollisesti sitoutuneet ympäristömyrkyt ja niiden vapautuminen. Toinen samennamisen vaikutus on alentunut kasviplanktonin perustuotanto huonontuneiden valaistusolosuhteiden takia. Tämä on kuitenkin lievä ja nopeasti ohimenevä vaikutus. Perustuotanto voi jopa kasvaa kohonneen ravinnetason seurauksena.

USA:ssa tehtyjen tutkimusten mukaan aiheuttavat kauharuoppaajat enintään n. 500 mg/l suuruisia kiintoainepitoisuuksia. Useimmiten ne jäävät alle 100 mg/l. Imuruoppaajat aiheuttavat kiintoainepitoisuuden nousua enintään muutamaan sataan mg/l:aan ruoppauspaikalla. Todennäköisesti vähän korkeampia pitoisuuksia esiintyy läjitysalueella. Samansuuruisia tai usein pienempiä arvoja on todettu Suomessa suoritettujen ruoppausten yhteydessä (taulukko 3). Ruopattaessa hyvin hienorakeista sedimenttiä voi aivan pohjan yläpuolelle syntyä kerros "nestemäistä lietettä" (fluid mud). Tämän kerroksen paksuus voi olla jopa 2 m ja kiintoainepitoisuus ylittää kymmeniä grammoja litraa kohti. Nämä olosuhteet voivat kestää suhteellisen pitkän ajan ja niiden voidaan olettaa vaikuttavan voimakkaasti lähinnä pohjaeläimistöön sekä kalanmätiin. Tällainen määrittämätön raja veden ja sedimentin välillä on todettu myöskin Suomessa, myös luonnontilaisissa vesissä.

Ruoppausten yhteydessä on Suomessa todettu huomattavasti kohonneita kiintoainepitoisuuksia juuri pohjanläheissä vesikerroksissa. Näiden olosuhteiden voidaan ehkä katsoa vastaavan "nestemäistä lietettä", mutta todetut kiintoainepitoisuudet ovat kuitenkin aina olleet alle 1 g/l. USA:ssa saatujen kokemusten perusteella "fluid mud" syntyy lähinnä erittäin hienorakeisen sedimentin imuruoppauksissa, mutta sen syntyminen on mahdollista myös ruopattaessa kahmariruoppaajalla.

Suspensoituneen kiintoaineen vaikutuksia erilaisiin eliöyhteisöihin ei ole tarpeeksi tutkittu. Sietokykyrajat vaihtelevat paljon eri lajien ja eri kehitysasteiden välillä. Sietokyky näyttää vähenevän kun happipitoisuus pienenee ja lämpötila nousee, joten kesä on epäsuotuisin aika ruoppauksille. Tutkimustulokset viittaavat kuitenkin siihen, ettei haittavaikutuk-

sia eliöstöön ole odotettavissa sellaisista kiintoainepitoisuuksista, joiden voidaan olettaa esiintyvän ruoppaustöiden yhteydessä. Ainoastaan huomattavasti korkeammat pitoisuudet kuin mitä käytännössä, esim. Suomessa, on todettu, aiheuttavat lisääntyntä kuolleisuutta tai muita haittavaikutuksia mm. pohjaeläimille, planktoneläimille ja kaloille.

Monella eri eläinryhmällä (kotilot, hyönteistoukat simpukat, katkaravut, taskuravut ja kalat) tehdyt tutkimukset viittaavat siihen, että haittavaikutuksia lisääntyneen kuolleisuuden muodossa ilmenee vasta kymmenien g/l:n suspendoituneen kiintoaineen pitoisuuksissa (PEDDICORD & McFARLAND 1978). Voimakkaimpia vaikutuksia on todettu niissä tapauksissa missä sedimentti on jonkun ympäristömyrkyn saastuttama.

Samenemisen ja suspensoituneen sedimentin vaikutuksista voidaan tehdä seuraava yhteenveto:

- nopeasti ohimenevä ilmiö: normaali kiintoainepitoisuus vedessä voidaan yleensä todeta muutaman viikon kuluttua töiden loputtua
- hyvin paikallinen vaikutus, rajoittuu yleensä muutama sataan metriin työpaikalta
- pohjanläheisissä vesikerroksissa vaikutus on pitkäaikaisempi sekä ulottuu laajemmalle alueelle, saattaa vaikuttaa pohjaeläimiin ja kalanmätiin
- biologiset haittavaikutukset epätodennäköisiä: sellaisia kiintoainepitoisuuksia, jotka laboratoriokokeiden perusteella aiheuttavat haittavaikutuksia, ei ole odotettavissa ruoppausten tai ruoppausmassojen läjitysten yhteydessä
- "nestemäinen lieju"-kerros pohjanläheisessä vedessä voi muodostaa niin suuria kiintoainepitoisuuksia ja kestää niin pitkän ajan, että siitä aiheutuu lisääntyntä kuolleisuutta lähinnä pohjaeläimillä
- erilaisia subletaaleja vaikutuksia saattaa esiintyä, mutta samenemisen keston ja laajuuden huomioon ottaen niiden ekologinen merkitys on kuitenkin kyseenalainen
- samenemisen haittavaikutusten vaara ja vakavuus on huomattavasti suurempi jos ruoppausmassat sisältävät ympäristömyrkkyjä

Pitkääaikaisempia ja laajempia samenenemisvaikutuksia voi syntyä makeissa vesissä sekä juoksevassa vedessä, missä suspendoituneen aineen kulkeutuminen on nopeampaa ja sedimentoituminen hitaampaa. Vaikutuksia näissä olosuhteissa ei ole otettu huomioon tässä selvityksessä.

Samenenemisvaikutus on riippuvainen useista tekijöistä, lähinnä sedimentin koostumuksesta (hiukkaskoko, mineralogia, orgaaninen sisältö), hydrografisista olosuhteista (pH, suolapitoisuus), sekä fysikaalisista tekijöistä, jotka vaikuttavat koaguloitumiseen ja sedimentoitumiseen. Perusteellista arviota eri tekijöiden merkityksestä ei kuitenkaan ole mahdollista tehdä käytettävissä olevan aineiston perusteella.

3.1.2. Vaikutukset happiolosuhteisiin

Happi-tilanteen huomattavan huononemisen vaara on ilmeinen ruoppauksissa ja ruoppausmassojen läjityksissä lisääntyneen, niin kemiallisen kuin biologisenkin hapenkulutuksen takia. Mikäli veden vaihtuminen on hyvä ja ruopataan sedimenttejä, joiden orgaanisen aineksen osuus on alhainen, on vaara kuitenkin minimaalinen. Suomessa suoritettujen ruoppausten yhteydessä ei merkitsevästi huonontuneita happiolosuhteita ole todettu. USA:ssa ja Kanadassa tehdyt tutkimukset osoittavat kuitenkin, että tällaisia vaikutuksia ilmenee. Happipitoisuuden pienenemistä 40-50 %:lla ja alle 4.0 mg/l pitoisuuksia on todettu (JEANE & PINE 1975). Erityisesti varhaisille kehitysasteille, niin kalojen kuin pohjaeläimistönkin, hyvillä happiolosuhteilla on ratkaiseva merkitys. Happiolosuhteet vaikuttavat sitäpaitsi ratkaisevalla tavalla ravinteiden ja tietyssä määrin myös metallien kiertokulkuun veden ja sedimentin välillä. Myös myrkyllisten rikkikaasujen (H_2S) esiintyminen ja vapautuminen sedimenteistä korreloi läheisesti happi-tilanteeseen.

Ruopattaessa ja läjitettäessä sedimenttejä, jotka sisältävät suuria määriä orgaanista ainetta, esim. puunjalostusteollisuuden päästöjen kuormittamilla vesialueilla, tulee huomioda hapen puutteen vaara. Ruoppausmassojen läjitystä tulee välttää alueille, joissa veden vaihtuvuus on huono, esim. vesialueille, joissa kerrostuneisuus on pysyvä, johtuen suurista lämpötila- tai suolapitoisuuseroista pinta- ja pohjaveden välillä.

3.1.3. Rikkivedyn vapautuminen

Rikkivedyn vapautuminen on yleistä orgaanisen aineen voimakkaasti kuormittamista, yleensä anaerobisista sedimenteistä. Rikkivety on myrkyllistä jo pienissä pitoisuuksissa, ja on usein syynä kalakuolemiin. Ruoppaustöiden yhteydessä on paikoittain todettu rikkivedyn hajua, mutta tarkempia tutkimuksia näiden aineiden vapautumisesta ei yleensä ole suoritettu. Rikkivedyn liukoisuus veteen on suuressa määrin riippuvainen lämpötilasta, pH:sta ja happipitoisuudesta - siten, että liukoisuus on suurempi alhaisilla pH-arvoilla (alle 6) ja happipitoisuuksilla. Ruopattaessa sulfidipitoisia sedimenttejä voivat nämä sulfidit vapautua ja aiheuttaa tuhoisia kalakuolemia. Kanadassa tehtyjen ruoppausten yhteydessä on todettu 16-37 mg/l pitoisuuksia H_2S ja ruoppausmassoilla suoritetuissa laboratoriokokeissa on mitattu pitoisuuksia aina 167 mg/l:aan asti (LEVINGS 1982). Jo 0.3 mg/l rikkivetypitoisuudet ovat osoittaneet positiivista korrelaatiota kalojen lisääntyneen stressin ja kuolleisuuden kanssa.

3.1.4. Ravinteiden vapautuminen

Vesiensuojelukysymyksissä ovat typpi ja fosfori nousseet keskeiseksi keskustelunaiheeksi. Nämä ravinteet ovat rannikkoalueen tärkeimmät tuotantoa rajoittavat tekijät. Veden lisääntynyt kuormittaminen näillä aineilla johtaa vesialueen rehevöitymiseen, voimakkaasti lisääntyneeseen vesikasvien ja planktonlevien tuotantoon. Luonnollisten prosessien kautta sedimentteihin rikastuu ravinteita, jotka ruoppausten ja ruoppausmassojen läjittämisen yhteydessä voivat vapautua ja joutua uudelleen kiertoon ja näin ollen lisätä alueen ravinnekuormitusta.

Typpi esiintyy vedessä ja sedimenteissä typpikaasuna (N_2), orgaanisina amineina (NH_2^-), ammoniumina (NH_3), nitraattina (NO_3) ja nitritinä (NO_2). Eri aineosat kuuluvat kiertokulkuun, joka on suuresti riippuvainen mikro-organismeista. Anaerobeissa sedimenteissä orgaaninen aines hajaantuu ja muodostuu ammoniumia. Käytännöllisesti katsoen kaikki sedimentit ovat hapettomia aina sedimentin pinnasta tai muutaman cm:n syvyydestä lähtien. Ammonium on hapettomissa olosuhteissa pysyvä yhdiste. Se voi rikastua suurina pitoisuuksina sedimentin huokosvedessä, ei ainoastaan kuormitetuilla vesialueilla vaan myös luonnontilaisissa vesissä.

Ruoppausten ja läjitysten yhteydessä ammoniumia voi vapautua ja levitä sekä kohota vedessä myrkyllisiin pitoisuuksiin (KHALID & al. 1977). Suuria määriä ammoniumia vapautuu lähinnä alhaisten pH-arvojen (5-6) ja pienen hapettumis-pelkistys potentiaalin (n. -150 mV) vallitessa. Rannikkovesille normaali pH-arvo on kuitenkin 6-8, ja silloin ei-ionimuodossa olevan ammoniumin pitoisuus on vain 0.12-1.2 % kokonaistyyppipitoisuudesta (lämpötila +5°C). Ammoniumpitoisuus laskee suhteellisen nopeasti ruoppauksen jälkeen laimenemisen sekä bio-oksidaation vaikutuksesta. Vesialueilla, joilla veden vaihtuvuus on huono, voi ammoniumpitoisuus kohota myrkylliseen tasoon ja ylittää 10 ppm (mg/l). Kohonneita pitoisuuksia on todettu läjitettäessä ruoppausmassoja proomuista sekä jatkuvan, imuruoppaajista suoritettun läjityksen yhteydessä. Lähinnä pitkäaikaisen, jatkuvan kuormituksen yhteydessä voidaan olettaa syntyvän haittavaikutuksia alueen eliöstölle - esim. imuruoppausmassojen jatkuva läjittäminen suoraan veteen.

Fosfori ei ole, kuten ammonium, toksisesti mielenkiintoinen ja tärkeä tekijä ruoppauskysymyksissä, mutta kohonneet fosforipitoisuudet voivat aiheuttaa vesistöjen rehevöitymistä. Kohonneita pitoisuuksia on todettu lähes kaikissa ruoppaustutkimuksissa, niin Suomessa kuin muuallakin. Luonnollinen vaihtelu on kuitenkin erittäin suuri ja kohonneita pitoisuuksia esiintyy rannikkovesissä ja merenlahdissa yleisesti muun kuormituksen kuin ruoppauksen takia.

Pintavedessä organismit sitovat fosforin. Sitä adsorboituu myös suspendoituneeseen materiaaliin (SCHINDLER 1971). Täten fosfori rikastuu sedimentteihin kuolleen orgaanisen aineen sekä kiintoaineen sedimentoitua. Fosforin vapautuminen uudelleen sedimenteistä liittyy raudan, mangaanin ja mahdollisesti alumiinin vapautumiseen. Kuitenkin vain pieni osa kokonaisfosforista esiintyy helposti liukenevassa muodossa. Suurimmat pitoisuudet liukoista fosforia tavataan anaerobisissa sedimenteissä pH:n ollessa alle 6.5 ja redoxpotentiaalin n. -150 mV. Hapettavissa olosuhteissa, esim. pintavedessä ruoppausten yhteydessä, pH ja sen myötä liukoisen fosforin osuus nousee. Ruoppausten ja läjitysten yhteydessä todetut selvästi kohonneet fosforipitoisuudet ovat todennäköisesti lähinnä huokosvedestä vapautunutta fosforia. Fosforipitoisuuden nousu näyttää olevan lyhytaikainen ilmiö. Suurin osa vapautuneesta fosforista sitoutuu leviin ja bakteereihin sekä adsorboituu kiintoaineeseen sekä rautaoksideihin ja -hydroksideihin.

Kokeelliset tutkimukset ovat osoittaneet, että kerrostuneilla vesialueilla fosforin vapautuminen tapahtuu pitkän ajan kuluessa, jolloin häiritsevien leväkukintojen vaara on olemassa (LEVINGS 1982).

Ruopattaessa ja läjitettäessä jokseenkin puhtaita sedimenttejä, eivät ravinteiden vapautumisen aiheuttamat pitkäaikaiset tai pysyvät rehevöitymisvaikutukset vaikuta todennäköisiltä.

3.2. Ympäristömyrkkyjen vapautuminen

On jo todettu, että luonnollisten prosessien kautta sedimentteihin rikastuu raskasmetalleja, kloorattuja hiilivetyjä, pestisiidejä, öljyjohdannaisia ja muita enemmän tai vähemmän pysyviä ympäristömyrkkyjä. Normaaliolosuhteissa nämä aineet eivät ole vesiliukoisia. Yleensä nämä aineet adsorboituvat nopeasti suspensoituneeseen aineeseen ja sedimentoituvat pohjaan. Ruoppausten yhteydessä on vaara, että nämä aineet vapautuvat uudelleen ja leviävät.

Useimmissa teollisuusmaissa ruopataan vuosittain suuria määriä usein hyvinkin saastuneita sedimenttejä. Näiden ruoppausmassojen mahdollisimman ympäristöystävällinen läjitys on ensisijainen ongelma monella taholla maailmassa. Täten ovat näihin ympäristömyrkkyihin liittyvät kysymykset saaneet valta-aseman useimmissa ruoppaustutkimuksissa.

3.2.1. Raskasmetallit

Raskasmetalleiksi määritellään metallit, joiden tiheys on suurempi kuin 5.0 g/cm^3 (FÖRSTNER & WHITMAN 1981). Tärkeimmät raskasmetallit ovat elohopea (Hg), lyijy (Pb), kadmium (Cd), kupari (Cu), sinkki (Zn), nikkeli (Ni), kromi (Cr), koboltti (Co), rauta (Fe) ja mangaani (Mn). Ne ovat alkuaineita, jotka ovat myrkyllisiä sellaisinaan tai esiintyvät myrkyllisinä yhdisteinä ja rikastuvat helposti ravintoketjuihin. Tiedot raskasmetallien biologisista vaikutuksista, kiertokulusta ja dynamiikasta vedessä ja sedimenteissä ovat puutteelliset. Ohjaavat mekanismit ovat monimutkaisia ja niihin vaikuttavat monet tekijät ja ympäristömuuttujat. Sellaiset mekanismit kuin kompleksoituminen, sorptio, koaguloituminen,

desorptio, saostuminen, liukeneminen ja flokkiutuminen ovat riippuvaisia esim. suolapitoisuudesta, ionipitoisuudesta ja biologisesta aktiviteetista.

Monet kirjallisuustiedot viittaavat selvästi siihen, että ruoppaustyöt voivat vapauttaa raskasmetalleja sedimenteistä. Raskasmetallit esiintyvät yleensä liittyneinä kiintoaineeseen, erityisesti silttiin ja savijaokseen ($<63 \mu\text{m } \phi$). Erityisesti orgaaninen aine rikastaa raskasmetalleja (CATO & al 1978). Tämä ilmenee mm. suorasta yhteydestä orgaanisen hiilen ja Hg:n, Pb:n, Cu:n ja jossain määrin Zn:n välillä. Hiekkaiset ja vähä-orgaaniset sedimentit adsorboivat raskasmetalleja vain rajoitetusti, jolloin ympäristömyrkköongelmat näitä aineksia ruopattaessa ovat vähemmän merkityksellisiä.

Metallit Cd, Zn, Mn ja Ni esiintyvät suureksi osaksi potentiaalisesti liikkuvassa muodossa ja voivat vapautua anaerobisissa oloissa. Cr, Cu, Pb ja Fe ovat sitävastoin suhteellisen pysyvästi sitoutuneita sedimenttihiukkasiin. Kupari esiintyy suureksi osaksi (5-20 %) sulfidina tai orgaanisessa aineessa, ja on epäselvää missä määrin sitä vapautuu näistä fraktioista (CALMANO & WELLERHAUS 1982). Metallien vapautuminen riippuu pH:sta, hapetus/pelkistyspotentiaalista, sulfidipitoisuudesta ja liuenneen orgaanisen hiilen määrästä mutta siihen vaikuttavat ilmeisesti myös eräät muut määräävät tekijät (LINDBERG & HARRIS 1977).

Huomattavaa Hg:n, Cd:n, Ni:n Zn:n ja Mn:n vapautumista on todettu, kun taas ainoastaan vähäistä vapautumista näyttää tapahtuvan Cu:n, Pb:n ja Fe:n kohdalla. Anaerobisten olosuhteiden vallitessa ovat Fe ja Mn hyvin liikkuvassa muodossa. Suodattajat (filter-feeders) voivat käyttää esim. orgaaniseen aineeseen tai huokoisveteen liittyneitä metalleja ravintolähteinä, ja ovat siten potentiaalinen ongelma. Muuten metallien vapautumisella ruoppaustöiden yhteydessä ei näytä olevan ekologista merkitystä. Kohonneita metallipitoisuuksia voidaan yleensä havaita heti ruoppauksen ja läjityksen jälkeen. Palautuminen normaalitasolle tapahtuu suhteellisen nopeasti. Tämä johtuu lähinnä raskasmetallien imeytymisestä rauta- ja mangaanihydroksideihin, joita muodostuu hapettuneissa olosuhteissa pintavedessä.

Saatavissa olevista tutkimustuloksista raskasmetallien vapautumisesta sedimenteistä ruoppaustöiden yhteydessä voidaan tehdä seuraava yhteen-

veto (CHEN & al. 1976, KHALID & al. 1977, LINDBERG & HARRIS 1977, BURKS & ENGLER 1978, CATO & al. 1978, NEFF & al. 1978, CALMANO & WELLERHAUS 1982):

- huomattavia pitoisuuksia myrkyllisiä raskasmetalleja voi tilapäisesti vapautua ruoppausten sekä massojen läjittämisen yhteydessä
- kun anaerobiset rauta- ja mangaanimuodot hapettuvat pintavedessä, ne saostuvat liukenemattomina hydroksideina
- useimmat muut raskasmetallit jotka ovat vapautuneet poistuvat suurimaksi osaksi vesimassasta sorbitoitumalla rauta- ja mangaanihydroksideihin
- vaaralliset raskasmetallit elohopea ja kadmium sekä myöskin sinkki voivat vapautua haitallisina pitoisuuksina pidemmäksi ajaksi mikäli sedimentit ovat voimakkaasti näiden aineiden saastuttamia ja mikäli ruoppausmassat läjitetään runsashappisille alueille, esim. maalle (johtuen pitkäaikaisesta sulfiidien hapettumisesta)

Vapautuneiden raskasmetallien biologisia haittavaikutuksia on käsitelty luvussa 3.3.5. Näitä vaikutuksia ajatellen myrkkyjen kokonaispitoisuudet eivät ole ratkaisevia, vaan se missä muodossa ne esiintyvät. Ainoastaan metallit, jotka esiintyvät helposti liukenevissa muodoissa, liuenneina sedimenttiin sisältyvässä vedessä tai orgaanisessa aineksessa ovat eliöstön käytettävissä.

3.2.2. Orgaaniset yhdisteet

Klooratut hiilivedyt, kuten DDT ja dieldrin, polyklooratut bifenyylit (PCB), polyklooratut terpenyyliit (PCT) ym. ovat vakavia ympäristömyrkkyjä, joilla on maailmanlaajuinen merkitys. Useimmat niistä ovat vesiliukoisia ja esiintyvät tavallisesti biologisessa materiaalissa tai liittyneinä suspensoituneeseen materiaaliin. Ne ovat myös pysyviä yhdisteitä ja voivat rikastua sedimentteihin suhteellisen suurina pitoisuuksina. Myös sedimenteissä olevien öljykomponenttien mahdollinen leviäminen tulee ottaa huomioon.

Orgaanisten ympäristömyrkkyjen leviämistä koskevat tutkimukset (FULK & al. 1975, HAFFERTY & al. 1977, NATHANS & BECHTEL 1977, BURKS & ENGLER 1978)

ovat osoittaneet, että:

- kloorattujen hiilivetyjen vesiliukoisuus riippuu niiden kokonaispitoisuuksista sedimenteissä;
- ainoastaan mitättömiä määriä kloorattuja hiilivetyjä, PCB:tä ja öljykomponentteja vapautuu ruoppausten ja ruoppausmassojen läjitysten yhteydessä; 0.3-1.8 % on todettu vapautuvan
- sedimentti:vesi suhteissa, jotka ovat yli 1:4 vapautuu tietty määrä pestisiidejä ja PCB:tä ympäristöön suspendoituneen materiaalin yhteydessä
- suspendoituneeseen materiaaliin adsorboituneet klooratut hiilivedyt ja PCB muodostavat potentiaalisen vaaran lähinnä suodattajille

3.3. Biologiset vaikutukset

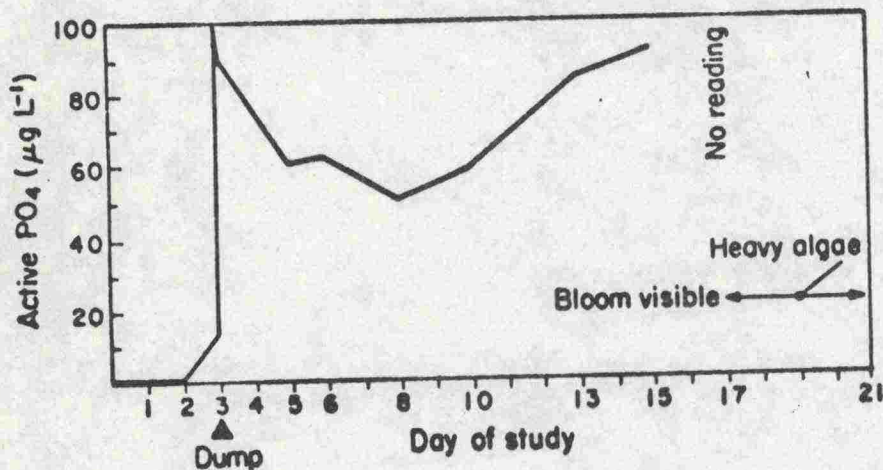
Suhteellisen harvoissa tutkimuksissa ulkomailla kuten Suomessakin on tutkittu ruoppaustoiminnan vaikutuksia biologisiin eliöyhteisöihin. Tarkkailuohjelmat ovat useimmiten käsittäneet selvityksiä veden laadun muutoksista. Näiden perusteella on hyvin vaikeaa arvioida muutosten biologisia seurauksia. Jonkin verran tuloksia sekä laboratoriokokeista että kenttätutkimuksista on saatavissa lähinnä USA:sta, Kanadasta ja Ruotsista. Laboratoriokokeiden sekä muualla kuin Suomessa tehtyjen tutkimusten tulosten tulkinnassa ja soveltamisessa käytäntöön meillä on oltava varovainen.

3.3.1. Vaikutukset levätuotantoon

- Ruoppausten aiheuttamat niin välittömät kuin pitkäaikaisetkin vaikutukset kasviplanktoniin näyttävät olevan hyvin pieniä. Myöskin toipuminen lyhytaikaisten häiriöiden jälkeen tapahtuu yleensä nopeasti.

Vaikutuksia kasviplanktoniin aiheutuu lähinnä sameuden huonontamien valolosuhteiden sekä ruoppausmassoista vapautuneiden ravinteiden yhteydessä. Koska näiden vaikutusten on todettu olevan lyhytaikaisia ja paikallisia, ovat niiden kasviplanktonille aiheuttamat vaikutukset myöskin pieniä ja nopeasti ohimeneviä. Suomessa suoritettujen tutkimusten tulokset eivät

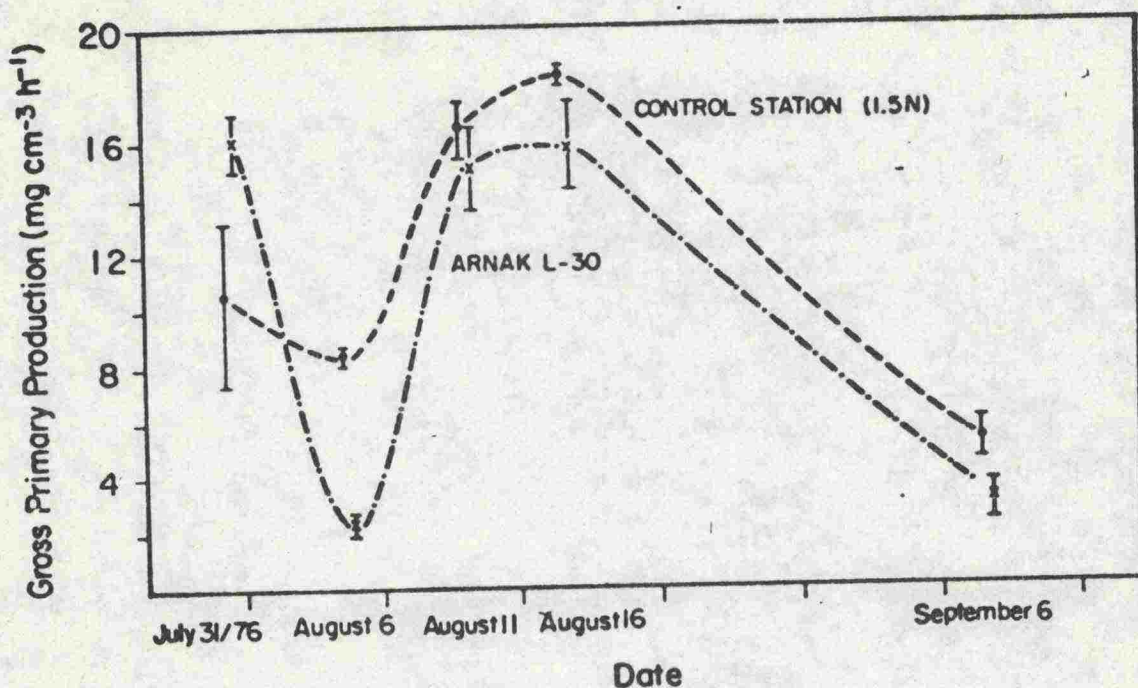
oleriittäviä varmojen tai pitkälle menevien johtopäätösten tekemiseen. Laboratoriokokeet USA:ssa viittaavat siihen, että ravinteiden vapautuminen sedimenteistä on niin vähäistä ja lyhytaikaista, ettei huomattavaa levä-tuotannon kohoamista tai vesialueen pysyvää rehevöitymistä voi tapahtua. Kerrostuneissa vesissä fosforipitoisuus palautuu normaalille tasolle todennäköisesti hitaammin, ja hankalia leväkukintoja voi syntyä (kuva 2).



Kuva 2. Fosforin vapautuminen sekä siitä aiheutuneen leväkukinnon esiintyminen laboratoriokokeissa (CHEMEX 1975; cit LEVINGS 1982)

Lisääntyneen suspendoituneen kiintoainepitoisuuden aiheuttama varjostus-vaikutus ei oleellisesti vaikuttane kasviplanktonin tuotannon tasoon (kuva 3).

Vaikutukset pohjaleviin voivat kuitenkin olla paljon vakavampia. Perusteellisia tutkimuksia tästä ei kuitenkaan ole tehty.



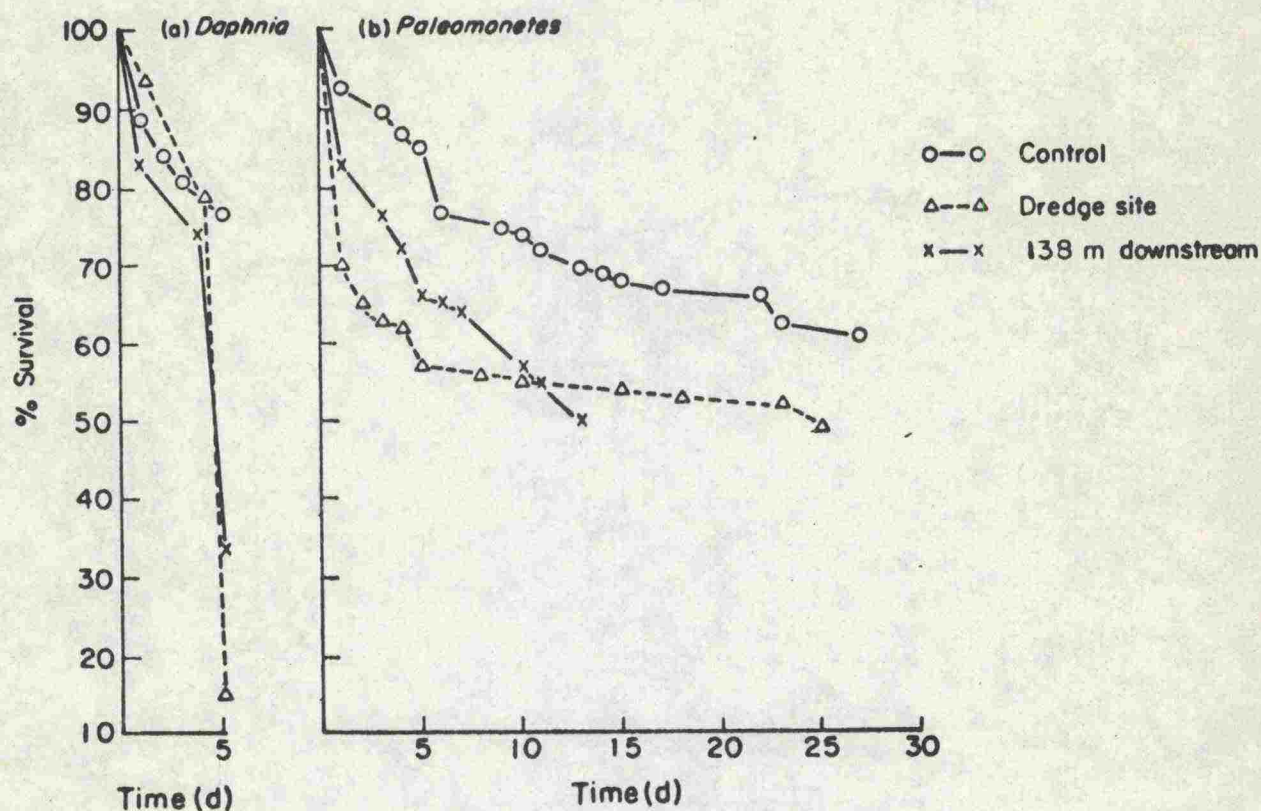
Kuva 3. Kasviplanktonin perustuotanto ruoppauksen yhteydessä esiintyvässä sameassa vedessä (ARNAK 30), verrattuna pisteeseen samenessa vaikutuksen ulkopuolella (SLANEY 1977; cit. LEVINGS 1982)

3.3.2. Vaikutukset eläinplanktoniin

Tiedot ruoppauksen vaikutuksista eläinplanktoniin ovat hyvin puutteellisia. Vaikutukset ovat lähinnä epäsuoria ja ne aiheutuvat joko kasviplanktonin tuotannossa ja koostumuksessa (niiden pääravinto) tai kalastossa (niiden pääasiallinen kuluttaja) tapahtuvista sekä vedenlaadun muutoksista. Lisääntynyt kiintoainepitoisuus voi vaikuttaa niiden ravinnonotto-, hapenotto- sekä liikkumiskykyyn.

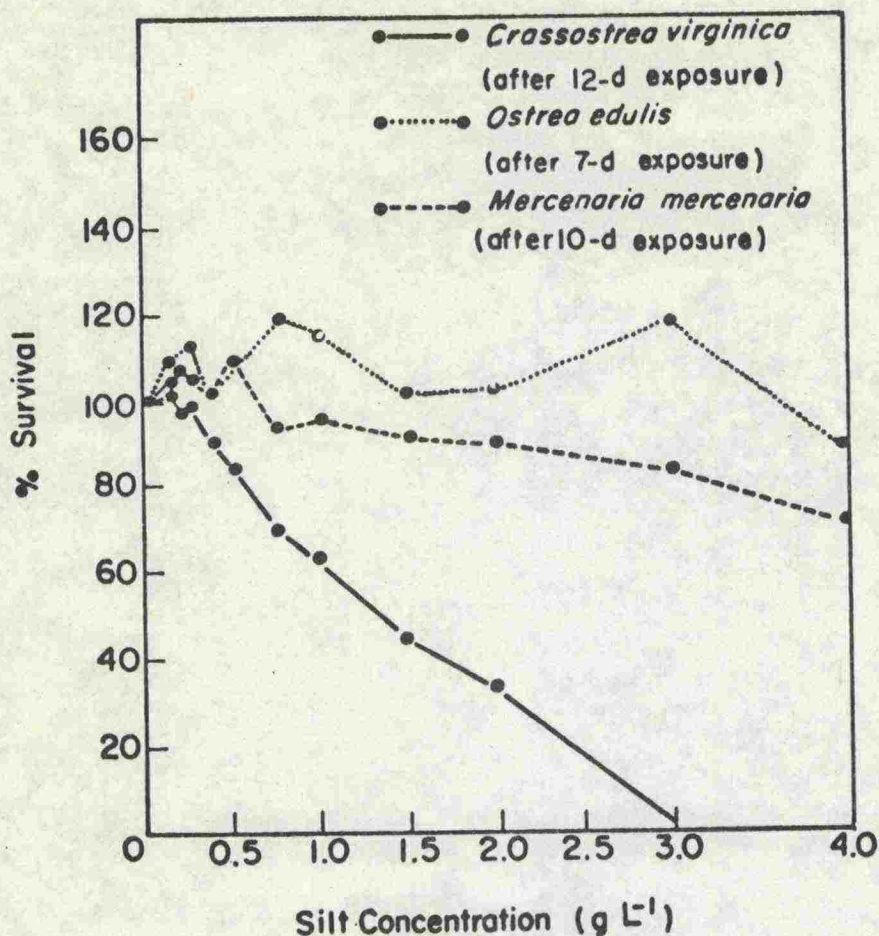
DECOURSEY & VERNBERG (1975) totesivat huomattavaa kuolleisuuden kasvua kahdella eri äyriäislajilla saastuneilla ruoppausmassoilla suoritetuissa biotesteissä (kuva 4). Muutoksia todettiin myös käyttäytymisessä ja aineenvaihdunnassa. Syyksi näihin vaikutuksiin todettiin ensisijaisesti suhteellisen suuret ammonium- ja raskasmetallipitoisuudet. Nämä häiriöt ovat käytännössä lyhytaikaisia ja paikallisesti rajoittuneita,

ja näin ollen niiden ekologinen merkitys pieni.



Kuva 4. Kahden äyriäislajin kuolleisuus luonnossa tehdyssä (in situ) biotestissä ruoppauksen yhteydessä South Carolinassa, USA:ssa (DECOURSEY & VERNBERG 1973).

Monilla pohjassa elävillä eläimillä on planktiset toukka-asteet, jotka ovat herkkiä vedenlaadun muutoksille, mm. simpukan toukat (DAVIS & HIDU 1969). Huomattavaa kuolleisuuden lisääntymistä todettiin suspendoituneen kiintoaineen pitoisuuksissa, jotka ylittivät 0.5 g/l (kuva 5), jotka esiintyvät vain ruoppaustöiden yhteydessä. Toukka-asteille aiheutuneet vaikutukset voivat mm. vaikeuttaa pohjaeläimistön palautumista ruopauksille pohja-alueille.



Kuva 5. Kolmen simpukkalajin toukkien kuolleisuus eri kiintoainepitoisuuksissa (DAVIS & HIDU 1969).

3.3.3. Vaikutukset pohjaeläimistöön

On ilmeistä, että ruoppaustyöt aiheuttavat mekaanista vaikutusta ja stressiä kaikille pohjaeläinyhteisöille. Näiden kyky selvitä hengissä vaihtelee suuresti, mutta on luultavaa, että suurin osa yhdyskunnista tuhoutuu kokonaan. Ruoppaustöiden pitkäaikaisvaikutukset koskevat lähinnä häiriintyneiden pohjien eliöstön ja kasviston palautumista, joka voi kestää muutamasta viikosta aina useaan vuoteen. Palautumisajan pituus riippuu lähinnä kyseessä olevien eliöyhteisöjen rakenteesta ja eri ympäristöolosuhteista.

Ruoppausten aiheuttamat vaikutukset näyttävät olevan pienempiä ympäristöissä jotka luonnostaan vaihtelevat paljon: eliöt ovat sopeutuneet vaihteleviin olosuhteisiin ja niillä on paremmat mahdollisuudet selvitä hengissä epäsuotuisista ajanjaksoista. Suuri merkitys palautumiselle on lähellä sijaitsevien häiriintymättömien alueiden eliöyhdyskuntien koostumuksella, eliöiden kyvyllä suorittaa pystysuoria ja vaakasuoria vaelluksia sekä planktontoukkien esiintymisellä. Häiriintyneille alueille palautuu suhteellisen nopeasti opportunisteja lajeja, jotka tavallisesti eivät ole vallitsevia luonnontilaisissa yhteisöissä, ja jotka toiset lajit vähitellen osittain syrjäyttävät. Pohjoismaissa suoritettut palautumistutkimukset (Raisio-lahti Suomessa sekä Byfjorden ja Hakefjorden Ruotsin länsirannikolla) ovat osoittaneet, että normaali pohjaeläinyhteisö muodostuu 1-2 vuoden kuluessa. Toipuminen näyttää tapahtuvan huomattavasti hitaammin matalilla pohjilla. Palautumisen helpottamiseksi tulee ruoppausmassojen läjittämisen tapahtua paikkoihin, joissa luonnollinen sedimentti koostumukseltaan ja pohjaeläimistöltään mahdollisimman paljon muistuttaa ruoppauspaikan sedimenttiä. Tämä helpottaa uudellen asuttamista lähellä olevista yhteisöistä käsin sekä myös pystysuoraa vaellusta yhdyskunnista, jotka ovat hautautuneet ruoppausmassojen alle.

3.3.4. Vaikutukset kaloihin ja kalastukseen

Tiedot ruoppaustöiden vaikutuksista kaloihin ovat hyvin puutteellisia. Myös kansainvälinen kirjallisuus alalla on hyvin niukka. Käytännöllisesti katsoen kaikki tutkimukset ovat olleet sen laajuisia ja kestoisia, ettei varmoja eikä yleispäteviä johtopäätöksiä ole voitu vetää ruoppausten ja kalastossa tapahtuneiden muutosten välillä. Välittömät ja lyhytaikaiset vaikutukset ovat ilmeisesti pieniä, pitkäaikaiset vaikutukset taas jokoseenkin selvittämättä.

Useimmat kalalajit näyttävät kuitenkin karttavan sameaa vettä ja pelästyvät melua ruoppausten ja sen aiheuttaman liikenteen yhteydessä. Laboratorio-kokeissa on merkitsevää välttämiskäyttäytymistä todettu silakalla jo hyvin pienissä kiintoainepitoisuuksissa (JOHNSTON & WILDISH 1981). Joidenkin kalalajien, jotka normaalioloissa viihtyvät sameissa, rehevissä vesissä voidaan ajatella lisääntyvän lukumäärältään. Näiden lajien taloudellinen

merkitys on kuitenkin tavallisesti pieni. Myös pohjamateriaalin sekoittumisen ruoppausten ja läjitysten yhteydessä voidaan ajatella lisäävän ravintoeliöiden saantia ja siten houkutella kalaa alueelle, mitä joissakin tapauksissa on väitetty tapahtuvan. Niin samenenemisen kuin melunkin aiheuttama karkoittamisvaikutus on todennäköisesti lyhytaikainen, mutta se voi, yhdessä pyydysten likaantumisen kanssa, tuntuvasti vaikuttaa sekä ammattimaiseen että vapaa-ajankalastukseen alueella.

Itämeressä eläviä taloudellisesti tärkeitä kalalajeja, joiden kutupaikat ovat vaarassa joutua ruoppausten tai ruoppausmassojen läjityksen kohteeksi ovat silakka, siika, kuha, hauki, ahven sekä jossain määrin monet lohikalat. Nämä kaikki lajit laskevat mätinsä pohjaan, usein suhteellisen matalille ja rannikon läheisyydessä oleville alueille (kts. luku 5.1).

Vaikka kirjallisuudessa on lukuisia kertoja todettu, että suuret kiintoainepitoisuudet aiheuttavat kalanmädin ja -poikasten lisääntyntä kuolleisuutta on tätä väitettä tukevia kokeellisia tutkimuksia tehty varsin vähän. Normaalipitoisuudet rannikkoalueilla ovat 1-25 mg/l, poikkeustapauksissa jopa 100 mg/l. Kalat, kuten muutkin eliöt ovat sopeutuneet näihin olosuhteisiin, eikä haittavaikutuksia todennäköisesti ole odotettavissa tällaisilla pitoisuuksilla (KIORBØE & MOHLENBERG 1981). Koska yli 100 mg/l:n suuruisia kiintoainepitoisuuksia on todettu ainoastaan alueilla joka ulottuu muutaman sadan metrin etäisyydelle ruoppauspaikasta, ei tämän suurempien pitoisuuksien aiheuttamilla haittavaikutuksilla ole käytännön merkitystä. Mm. AULD:in (1978) suorittamat kokeelliset tutkimukset viittaavat siihen, ettei kalanmädin ja poikasten kuolleisuus lisäännä merkittävämminkin sellaisilla luonnollisen ja suhteellisen puhtaan suspendoituneen kiintoaineen pitoisuuksilla, joita esiintyy luonnontilaisilla alueilla tai todetaan ruoppaustöiden yhteydessä. KIORBØE (1981) ei 300-500 mg/l pitoisuuksilla ole todennut silakanmädin kuolleisuuden kasvua. Hitaampi mädin kehitys, ja siten viivästynyt kuoriutuminen on todettu vasta yli 1.5 g/l pitoisuuksilla (SHUBEL & WANG 1973)^{*} ja 2.2-5.2 g/l kiintoainepitoisuuksilla (MORGAN & al. 1973)^{*}. Kenttätutkimustenkaan yhteydessä ei ole todettu merkittäviä muutoksia mädin eikä kalaston esiintymisessä.

Kalojen varhaisempien kehitysasteiden mahdollisesti lisääntynyt kuolleisuus johtuu todennäköisesti huonontuneesta hapenottokyvystä joka aiheutuu

* cit. AULD & SHUBLER 1978

suspendoituneen aineen sedimentoitumisesta kidusten pinnalle. Kudosvaurioita ei näissä kuitenkaan ole todettu (INGLE 1952)*. Tutkimustulokset ovat kuitenkin tältäkin osin riittämättömiä. Huonontuneet happiolosuhteet näyttävät haittaavan mädin kehittymistä. Huomattavaa happipitoisuuden alenemista ei kuitenkaan ole todettu ruoppaustöiden yhteydessä Suomessa.

Hyvin saastuneita sedimenttejä ruopattaessa on vaarana, että eri ympäristömyrkyt leviävät ja rikastuvat kaloihin. Tähän kysymykseen on kiinnitetty suurta huomiota niin Suomessa kuin muissakin maissa. Korkeita pitoisuuksia todetaan lähinnä petokaloissa, kuten haussa, mm. Porin edustalla. Merkittäviä pitoisuuksien kohoamisia ei ole todettu ruoppauksien yhteydessä, ja näin ollen on oletettu, että korkeat myrkkypitoisuudet suurimmaksi osaksi johtuvat muista kuormittajista. Huolestuttavia tuloksia on kuitenkin saatu Ruotsissa suoritetuista tutkimuksista. Ympäristömyrkkujen rikastumista kaloihin on käsitelty luvussa 3.3.5.

3.3.5. Ympäristömyrkkujen rikastuminen biologiseen materiaaliin

Useissa tutkimuksissa on todettu, etteivät sedimenttien kokonaismyrkkypitoisuudet ja niistä aiheutuvat biologiset haittavaikutukset (ts. sitoutuminen ja rikastuminen kudoksiin) ole suorassa yhteydessä toisiinsa. Likaantuneiden sedimenttien käsittelystä aiheutuvien biologisten vaikutusten arvioimiseen eivät kokonaispitoisuuksien määritykset ole riittäviä. Näitä analyyseja tulee täydentää biotesteillä kenttä- tai laboratorio-olosuhteissa, joissa sitoutuneiden ympäristömyrkkujen määrä analysoidaan eliöiden kudoksista eri sedimenttilajien eripituisten vaikutusaikojen jälkeen.

Laboratoriokokeiden ja kenttätutkimusten tulosten tulkinta näyttää kuitenkin olevan vaikeaa. Eri ympäristömyrkkujen sitoutuminen ja sietokyvyt näihin vaihtelevat hyvin voimakkaasti eri lajien välillä, sekä myöskin johtuen iästä, lisääntymis- ja fysiologisesta tilasta sekä ko. aineiden pitoisuudesta ja altistusajasta, suolapitoisuudesta, veden kovuudesta ja lämpötilasta. Suuria vaihteluita on myös todettu eri aineiden, näytteenottoajankohtien ja paikkojen välillä.

* cit. AULD & SCHUBEL 1978

Monet tulokset viittaavat kuitenkin siihen, että ympäristömyrkkyjen huomattava rikastuminen on pikemminkin poikkeus kuin sääntö (PEDDICORD & McFARLAND 1978). Sitoutuminen näyttää olevan suurempaa alueilla joilla suolapitoisuus on pienempi. Simpukat ovat luultavasti uhatuin eläinryhmä. Näissä kokeissa rikastuivat rauta ja lyijy eniten sekä tietyssä määrin mangaani ja nikkeli. Koe-eliöt sisälsivät enimmäismäärältään 2-3 kertaa korkeampia pitoisuuksia verrattuna luonnontilaisiin alueisiin. Mitatut pitoisuudet olivat kuitenkin pienempiä kuin tappavien pitoisuuksien oletetaan olevan.

Pitoisuusrajojen tarkka määrittely on kuitenkin vaikeaa. Kupari ja sinkki ovat hivenaineita, jotka ovat välttämättömiä pienissä määrissä, mutta myrkyllisiä suurissa pitoisuuksissa. Rauta ja mangaani eivät todennäköisesti ole myrkyllisiä edes suurissa pitoisuuksissa, t.s. mahdollisella biologisella rikastumisella ei ole ekologista merkitystä.

Kadmium ja elohopea eivät ole ravinteita, ja ovat vahingollisia jo pienissä määrissä. Sama koskee kloorattuja hiilivetyjä.

Tutkimukset, jotka koskevat eri öljykomponenttien likaamia sedimenttejä viittaavat siihen, että useimmat eliöt voidaan n. kuukauden ajaksi asettaa alttiiksi ruoppausmassoille joissa on tuhansien ppm:n öljypitoisuuksia.

Näiden hiilivetyjen sitoutuminen näyttää olevan vähäistä. Merkittävää kloorattujen hiilivetyjen, PCB- tai DDT-yhdisteiden sitoutumista tai rikastumista ei myöskään ole osoitettu. Monilla eliöillä näyttää esiintyvän tietty itsepuhdistuskyky ja myrkkypitoisuuksien laskua kudoksissa on todettu kuormituksen loputtua. Vain n. 25 %:ssa suoritetuista kokeista on saatu tilastollisesti merkitsevä suhde vaikutuksen ja sedimentin raskasmetallisisällön välille. Pitoisuudet kudoksissa ovat kuitenkin usein olleet minimaalisia, ja siksi niiden ekologinen merkitys on epävarma. Kahden potentiaalisesti myrkyllisimmän aineen, elohopean ja kadmiumin kohdalla on todettu merkittävää rikastumista ainoastaan kahdessa kokeessa.

Uudemmat tutkimukset USA:ssa ovat kuitenkin osoittaneet, että useat tavalliset ympäristömyrkyt voivat rikastua kaloihin suspendoituneen kiintoaineen kautta (SEELEY & al. 1982). Huomattavaa mm. PCB:n, DDE:n, Fe:n, Cs:n ja Se:n rikastumista ahvaneen (*Perca flavescens*) todettiin suspendoituneen aineen 10 d:n vaikutuksen jälkeen. Akuutteja vaikutuksia, kuten lisääntynyttä kuolleisuutta ei todettu tässä tutkimuksessa.

Tiedot eri ympäristömyrkköjen vapautumisesta, sitoutumisesta ja rikastumisesta biologiseen materiaaliin ovat yhä puutteelliset. Laboratoriokokeiden tuloksia ei voida suoraan soveltaa käytäntöön, vaan niitä tulee täydentää kenttätutkimuksilla (case-studies).

Ruotsissa suoritetuissa kenttätutkimuksissa likaantuneiden sedimenttien ruoppausten yhteydessä on todettu huomattavaa raskasmetallien sitoutumista eliöstöön. Oskarshamnin ruoppausten yhteydessä tutkittiin näiden aineiden sitoutumista kirjoloheen (*Salmo gairdneri*) ja sinisimpukkaan (*Mytilus edulis*) sumputuskokeiden avulla. Kalojen maksakudoksissa todettiin 25-40 % suurempia elohopeapitoisuuksia verrattuina vertailuaineistoon. Simpukoissa todettiin eri metallien (Pb, Fe, Hg) kymmenkertainen rikastuminen (HASSELROTH & BJÖRKLUND 1975). Byfjordenin ruoppauksissa länsirannikolla sitävästoin ei todettu raskasmetallien rikastumista kaloihin vastaavissa kokeissa, mutta sitävästoin kaksinkertaistuneita PCB-pitoisuuksia (THORSLUND 1975). Tiettyä raskasmetallien sitoutumista pohjaeläimistöön kuitenkin todettiin.

Kudoksiin rikastuneiden ympäristömyrkköjen vaikutukset tunnetaan puutteellisesti. Kenttätulokset osoittavat lähinnä vaihtelevan laajuisten kalakuolemien esiintymistä. Syyt näihin voivat kuitenkin olla hapen puute tai rikkivedyn vapautuminen sedimentistä. Tietoja ympäristömyrkköjen aiheuttamista kuolemista ei näytä olevan. DECOURSEY & VERNBERG:in (1975) tutkimus kahdesta äyriäislajista (kts. s. 51) viittaa siihen, että nämä aineet voivat aiheuttaa suoranaisesti kuolleisuuden lisääntymistä.

Sumputuskokeita on suoritettu eri kalalajeilla, mutta huomattavaa kuolleisuuden kasvua ei ole todettu. Nämä kokeet ovat jossain määrin epärealistisia, koska kaloilla ei näissä ole mahdollisuutta välttää likaantuneiden sedimenttien ruoppauksista aiheutuvia epäsuotuisia olosuhteita.

Suhteellisen runsaasti tuloksia on saatavilla mm. pohjassa elävillä selkärangattomilla ja kaloilla suoritetuista biotestitutkimuksista.

Ympäristömyrkyt vaikuttavat yleensä olevan myrkyllisempiä jos ne esiintyvät liuenneina vesimassaan, kuin jossain muodossa liittyneinä sedimenttiin. Biotestikokeita tulee yleensä suorittaa vesistöstä otetulla likaantuneilla sedimenteillä, koska myrkylliset vaikutukset ovat usein monen eri aineen yhteisvaikutuksen aiheuttamat.

Niin USA:ssa kuin Kanadassakin käytetään biotesteissä usein Itämerensimpukkaa (*Macoma baltica*). Suuria määriä Pb, Cu, Zn ja DDT:tä sisältävillä sedimenteillä sekä Cd, Hg, Pb, ja PCB:ta sisältävillä sedimenteillä suoritetuissa kokeissa ei todettu huomattavasti korkeampaa kuolleisuutta.

Tulee kuitenkin erityisesti huomata, että merkitseviä subletaaleja vaikutuksia voi esiintyä, vaikka niiden toteaminen ja tutkiminen on suhteellisen vaikeaa. Joidenkin aineiden myrkyvaikutusten selvittämisessä on lisääntynyt kuolleisuus vain harvoin sellaisenaan riittävä mitta. Monilla subletaaleilla vaikutuksilla voi olla vähintään yhtä suuri ekologinen merkitys.

Käytettävistä olevista tiedoista ympäristömyrkkyjen rikastumisesta voidaan tehdä seuraava yhteenveto:

- ympäristömyrkkyjen huomattavaa rikastumista biologiseen materiaaliin ruoppausten ja ruoppausmassojen läjittämisen yhteydessä näyttää tapahtuvan vain poikkeustapauksissa
- biologisten vaikutusten ja sedimenteissä ja vedessä olevien ympäristömyrkkyjen kokonaispitoisuuksien välillä ei ole selvää yhteyttä
- ympäristömyrkyt kuten raskasmetallit, klooratut hiilivedyt ja öljyjohdannaiset esiintyvät tavallisesti vahvasti sidottuina suspendoituneeseen materiaaliin
- tietty sitoutumisen vaara on olemassa pitkäaikaisten vaikutusten ja suurien pitoisuuksien vallitessa, esim. nestemäisen liejun yhteydessä
- sitoutuminen ja rikastuminen näyttävät olevan sellaista suuruusluokkaa, ettei siitä aiheudu huomattavia haittavaikutuksia, kuten lisääntynyttä kuolleisuutta
- biotestejä tulee suorittaa mahdollisten biologisten haittavaikutusten toteamiseksi

4. NÄKÖKOHTIA RUOPPAUSASIODEN KÄSITTELYSTÄ JA SEURANTASELVITYKSISTÄ

4.1. Ruoppausasioiden käsittely

Ruoppausasioita koskevien, v:een 1982 esitettyjen valitusten ja korvausvaatimusten vähäisen lukumäärän perusteella voidaan nykyistä käsittelytapaa pitää tyydyttävänä. Lisääntynyt kiinnostus ympäristökysymyksiin ja luonnonsuojeluun sekä lisääntynyt tietoisuus oikeussuojasta näyttävät kuitenkin lisäävän vaatimuksia sekä ympäristöhaittojen tutkimusten että niiden estämisen tai vähentämiskeinojen osalta.

Oikeudellisesti katsoen on suuressa määrin tulkintakysymys, vaaditaanko ruoppaustyöhön vesioikeuden lupa vai ei. Periaatteessa voitaisiin vaatia lupa jokaiseen ruoppaushankkeeseen (VL 1:12-15, 19). Näin tiukkaa vesilain tulkintaa ei tähän asti ole sovellettu, eikä tällaista tulkintalinjaa voida pitää tarkoituksenmukaisena. Tulkintaa tullaan todennäköisesti tiukentamaan. Hakemusmenettely on sekä kallis että aikaa vaativa, ja usein siitä ei ole mainittavaa hyötyä millekään osapuolelle. Merenkulkuhallituksen määrittämiin virallisiin väyliin tulee vesilain nojalla aina periaatteessa myöntää lupa, koska niitä on pidettävä yleisen tarpeen vaatimina (VL 2:6). Työn suorittamiselle voidaan kuitenkin asettaa erityisiä ehtoja (VL 2:3). Useimmiten ei myöskään ole perusteltua olla myöntämättä lupaa muun tyyppisille ruoppauksille. Uusien venesatamien ja -väylien perustamisessa on niiden sijaintipaikkakysymys otettava perusteellisesti huomioon.

Erityisesti ruoppausmassojen läjitystä koskevia lakeja ja määräyksiä ei Suomessa ole. Tätä voidaan pitää ilmeisenä puutteena: läjityksen haittavaikutuksilla näyttää olevan suurempi ekologinen merkitys kuin itse ruoppaustyöllä. Läjitystä kansainvälisillä vesillä tai maan sisäisen aluevesirajan ulkopuolelle säätelee Itämerensopimus.

On hyvin vaikeaa etukäteen arvioida missä määrin suunniteltu ruoppaus tulee aiheuttamaan huomattavia haittavaikutuksia vesiympäristölle, mikä edelleen vaikeuttaa vesilain tulkintaa ja sen myötä arviointia työn luvanvarainsuudesta sekä mahdollisista määräyksistä tai ehdoista.

Kuten aikaisemmin tässä selvityksessä on todettu, viittaavat niin kansalliset kuin kansainvälisetkin tutkimukset siihen, että ruoppaustoiminnan vaikutukset

vesiympäristöön ovat pienet niin laajuuden kuin kestonkin suhteen. Suoritetut tutkimukset eivät kuitenkaan ole kaikkien näkökohtien suhteen tyydyttäviä; täydentävät tutkimukset ovat näiltä osin välttämättömiä.

Kaikissa huomattavissa ruoppaustöissä tulee valvovia vesiviranomaisia, tavallisesti vesipiirejä, informoida suunnitellusta työstä, sen laajuudesta ja suoritustavasta sekä mahdollisista seurauksista. Tällaista ilmoittamisvelvollisuutta ei tällä hetkellä ole, mutta vesilain uudistamisen yhteydessä tämä voi tulla ajankohtaiseksi. Tämä koskee erityisesti pehmeiden massojen ruoppausta ja läjittämistä, joiden yhteydessä haitallisia vaikutuksia on odotettavissa ja ristiriitoja eri intressiryhmien välillä voi syntyä. Kaikissa ruoppaustöissä tulee edelleen informoida vesienomistajia, kalastajia ym. intressiryhmiä ja työn suorittamisesta, työpaikkojen merkitsemisestä, läjitysalueista, mahdollisista korvauksista ym:sta tulee sopia.

Valvovilla viranomaisilla tulee olla tai niiden tulee muulla tavoin hankkia riittävä tausta-aineisto, jotta voidaan ratkaista ovatko huomattavat ympäristönmuutokset todennäköisiä, sekä tämän nojalla arvioida tuleeko vesioikeuden lupa hakea ja minkälainen valvonta- tai seurantavelvoite hankkeeseen tulee sisällyttää eri tapauksissa. Seurantaselvitysten laajuuden on oltava suhteessa työn odotettavissa oleviin vaikutuksiin. Huomiota tulee kiinnittää tapauskohtaisesti tärkeisiin kysymyksiin, kun taas rutiiniluontoiset analyysit, joilla on pieni tai olematon merkitys tulee jättää pois. Laajat seurantaselvitykset voivat olla kalliita; joissakin tapauksissa nämä kustannukset voivat jopa ylittää mahdollisista haittavaikutuksista suoritettavat korvaukset.

Tarkoituksnmukaisempi menettelytapa olisi pyrkiä arviomaan todennäköiset vaikutukset suhteellisen suppean ennakkoselvityksen avulla, ja keskittää resurssit tarkempiin ja laajempiin tutkimuksiin ongelmista joilla on merkitystä eri tapauksissa (esim. samenenemisen vaikutukset silakan kalastukseen, raskasmetallien vapautuminen sedimenteistä).

4.2. Seurantatutkimus

Jonkinlainen ennakkoselvitys on tarpeellinen kaikissa huomattavissa ruoppaustöissä, toisaalta arviontiperustelden antamiseksi (sedimenttien tila, vesialueen käyttö, mahdolliset etujen ristiriidat) siitä tuleeko vesioikeuden lupa hakea, toisaalta mahdollisten seurantaselvitysten suunnittelua

ajatellen sekä vertailuarvojen saamiseksi.

Tyydyttävä ennakkoselvitys voidaan useintehdä alueella suoritettujen aikaisempien tutkimusten perusteella, joita on saatu mm. kaupunkien, kuntien ja teollisuuslaitosten suorittamien valvontatutkimusten yhteydessä. Ennakkoselvityksen tulee antaa mahdollisimman hyvät tiedot vesialueen tilasta (sedimentit mukaanluettuina) ja käytöstä (kalastus, virkistys, teollisuuden raakavesi y.m.). Seurantaselvitysten tulosten tulkinta, riippumatta sen laajuudesta ja sisällöstä, vaatii luotettavia vertailulukuja samalta alueelta ennen ruoppaustyötä - lukuja, jotka muodostavat luotettavia keskiarvoja ja antavat käsityksen luonnollisesta vaihtelusta, joka usein on hyvin suuri. Vertailu alueisiin, jotka ovat ruoppauksen vaikutuksen ulkopuolella tulee kysymykseen ainoastaan niissä harvoissa tapauksissa joissa ruoppausalueella ei ole muita kuormituslähteitä.

Ohjeeksi ja suuntaviivoiksi arvioitaessa ruoppaustöiden vaikutuksia vesialueen tilaan ja kalatalouteen on tehty taulukko yhteenvetona aikaisempien seurantaselvitysten ja tutkimustulosten pohjalta (taulukko 14). Siitä ilmenee mm, että ruopattaessa kivi- tai puhtaita sorapohjia on vesiympäristölle aiheutuvien haittavaikutusten vaara minimaalinen, kun taas ruopattaessa pehmeitä ja eteenkin saastuneita massoja ilmenee suurella todennäköisyydellä useita haittavaikutuksia. Tämän taulukon perusteella voidaan valita ne muuttujat, joiden tulee sisältyä seurantaselvitykseen eri tyyppisten pohjien ruoppausten yhteydessä.

Tämä taulukko ei kuitenkaan ole täydellinen, ja sitä tulee pitää vain suuntaa antavana. Jokainen ruoppaustyö tulee käsittää erillisenä, suhteessa vallitseviin paikallisiin olosuhteisiin.

Selviä tietoaukkoja ovat lähinnä muuttuneen veden laadun biologiset vaikutukset sekä varsinkin kaloihin ja kalakantoihin kohdistuvat mahdolliset pitkäaikaiset vaikutukset. Nämä kysymykset pitäisi mahdollisuuksien mukaan pyrkiä selvittämään tarkkailututkimusten yhteydessä. Niiden lisäksi tulisi lähinnä tutkimuslaitosten ja korkeakoulujen taholta suorittaa määrätietoista, sekä sovellettuja että perustutkimusluonteisia erillistutkimuksia ruoppaushaitoista.

	Kallio, lohk. kivikko	Moreeni Hiekka	Puhtaat pehmeät pohjat	Likaantuneet pehmeät pohjat
Veden laatu:				
- sameus	-	+	++	+++
- happitilanne	-	-	+	++
- ravinnetaso	-	-	+	++
- raskasmetallit ja muut ympäristömyrkyt	-	-	-	++
Biologiset vaikutukset:				
- perustuotanto	-	-	++	++
- eläinplankton	-	-	+	+
- pohjaeläimistö ja -kasvisto	+	+	++	+++
- kalasto	-	-	+	++
Kalataloudelliset vaikutukset:				
- kalojen esiintyminen	+	+	++	++
- " käyttäytyminen	?	?	+?	+?
- " vaellukset	±?	±?	+?	+?
- " lisääntyminen	-?	-?	+?	++?
- saaliin väheneminen	±	±	++	++
- pyydysten likaantuminen	-	-	++	++
- makuhaitta	-	-	±?	±?
- ympäristömyrkköjen rikastuminen	-	-	-	++
- kalakantojen tila (tuotanto)	-	-	??	??

? = puutteellisesti selvitetty, ei tietoja

± = epävarmat tiedot

Taulukko 14. Ruoppaustoiminnan todetut tai todennäköiset vaikutukset vesiekosysteemiin, suhteessa ruopatun pohjan laatuun.

4.2.1. Näkökohtia seurantaohjelmien sisällöstä

Ruoppausten seurantaohjelmien yleinen sisältö määräytyy taulukon 14. perusteella. Yksityiskohtaisia ohjeita näytteenottopaikkojen määrästä, näytteenottofrekvenssistä, analyysimenetelmistä y.m.s., ei voida antaa. Nämä on suunniteltava tapauskohtaisesti. Seuraavassa esitetään eräitä huomioon otettavia näkökohtia.

Tarkkailuohjelmat ovat yleensä jakautuneet toisaalta veden laadun ja toisaalta kalatalouden seurantaan. Käytännössä nämä tutkimukset voidaan ja pitäisi yhdistää siten, että ne täydentävät toisiaan.

Standardisoitujen näytteenotto- ja analyysimenetelmien tärkeyttä tulee korostaa jotta eri seurantatutkimuksista saadaan mahdollisimman vertailukelpoista aineistoa. Suomessa on ensisijaisesti käytettävä vesihallituksen käyttämiä menetelmiä. Mahdollisimman tiheä näytteenotto antaisi luotettavia keskiarvoja sekä hyvän käsityksen luonnollisesta vaihtelusta. Analysoitujen muuttujien määrää voidaan tarvittaessa vähentää tämän päämäärän saavuttamiseksi.

Mikäli kenttätutkimuksia tehdään ennakkoselvityksen yhteydessä, tulee myös seurannassa käyttää samoja menetelmiä sekä näytteenottopisteitä. Näytteitä tulee ottaa eri syvyyksiltä; erityisesti tulee seurata olosuhteita pohjanläheisissä vesikerroksissa.

V. 1982 mennessä tehdyissä seurantatutkimuksissa on usein ainoastaan fysikaalis-kemialliset muuttujat otettu huomioon. Nämä analyysit antavat kuitenkin vain hetkellisen kuvan tilanteesta. Biologiset yhteisöt ovat kehittyneet pidemmän ajanjakson aikana ja näin ollen antavat paremman kuvan pitkäaikaisesta kehityksestä ja kaikkien ympäristötekijöiden yhteisvaikutuksesta. Sedimenttitutkimukset kuuluvat olennaisena osana ennakkoselvitykseen.

4.2.1.1. Sedimenttitutkimukset

Mikäli ruoppausmassojen voidaan olettaa sisältävän korkeita raskasmetallipitoisuuksia tai muita ympäristömyrkyjä tulee tehdä tarkempia analyysijä sedimenteistä ennen ruoppausta, osaksi seurantaselvityksen suunnittelua ajatellen, osaksi sopivan läjitysalueen valintaa ajatellen.

USA:ssa ja Kanadassa käytössä olevat raja-arvot eri muuttujille, jotka tulee

ottaa huomioon läjitettäessä veteen on annettu taulukossa 15 ja 16.
Tällaisia kriteerejä ja raja-arvoja ei Suomessa ole aikaisemmin määritelty selvästi.

CRITERIA FOR DETERMINING ACCEPTABILITY OF DREDGED MATERIAL DISPOSAL
INTO OPEN WATERS*

Parameter	Units	Lightly polluted		Heavily polluted	
		Mean	Range	Mean	Range
Total Volatile Solids	Percent	2.9	0.7-5.0	19.6	10.2-49.2
Chemical Oxygen Demand	g/kg	21	3-48	177	39-395
Kjeldahl Nitrogen	g/kg	0.55	0.01-1.31	2.64	0.58-6.80
Total Phosphorus	g/kg	0.58	0.24-0.95	1.06	0.59-2.55
Grease and Oil	g/kg	0.56	0.11-1.31	7.15	1.38-32.1
Initial Oxygen Demand	g/kg	0.50	0.08-1.24	2.07	0.28-4.65
Sulfides	g/kg	0.14	0.03-0.51	1.70	0.10-3.77
Redox Potential	MV	+0.05	-0.18 - +0.41	-0.13	-0.22 - +0.11

Taulukko 15. Ohjearvoja ruoppausmassojen hyväksymisestä läjittämiseen
(LEE & PLUMB 1974).

	A	B	C
Volatile Solids (loss on ignition)	6 %	-	6 %
Chemical Oxygen Demand	5 %	-	5 %
Total Kjeldahl Nitrogen	0.2 %	-	0.10 %
Total Phosphorous	0.1 %	-	-
Oil and Grease	1 500 mg/kg		0.15 %
Iron	10 000 "		
Zinc	100 "	0.0075 %	0.005 %
Ammonia	100 "		
Lead	50 "	0.005 %	0.005 %
Chromium	25 "		
Copper	25 "	0.005 %	
Nickel	25 "		
Arsenic	8.0 "		
Mercury	0.3 "	0.00005 %	0.0001 %
Cadmium	0.1 "	0.0002 %	
Cyanide	0.1 "		
PCBs	0.005"		

A) Ontario Ministry of the Environment (LEVINGS 1982)

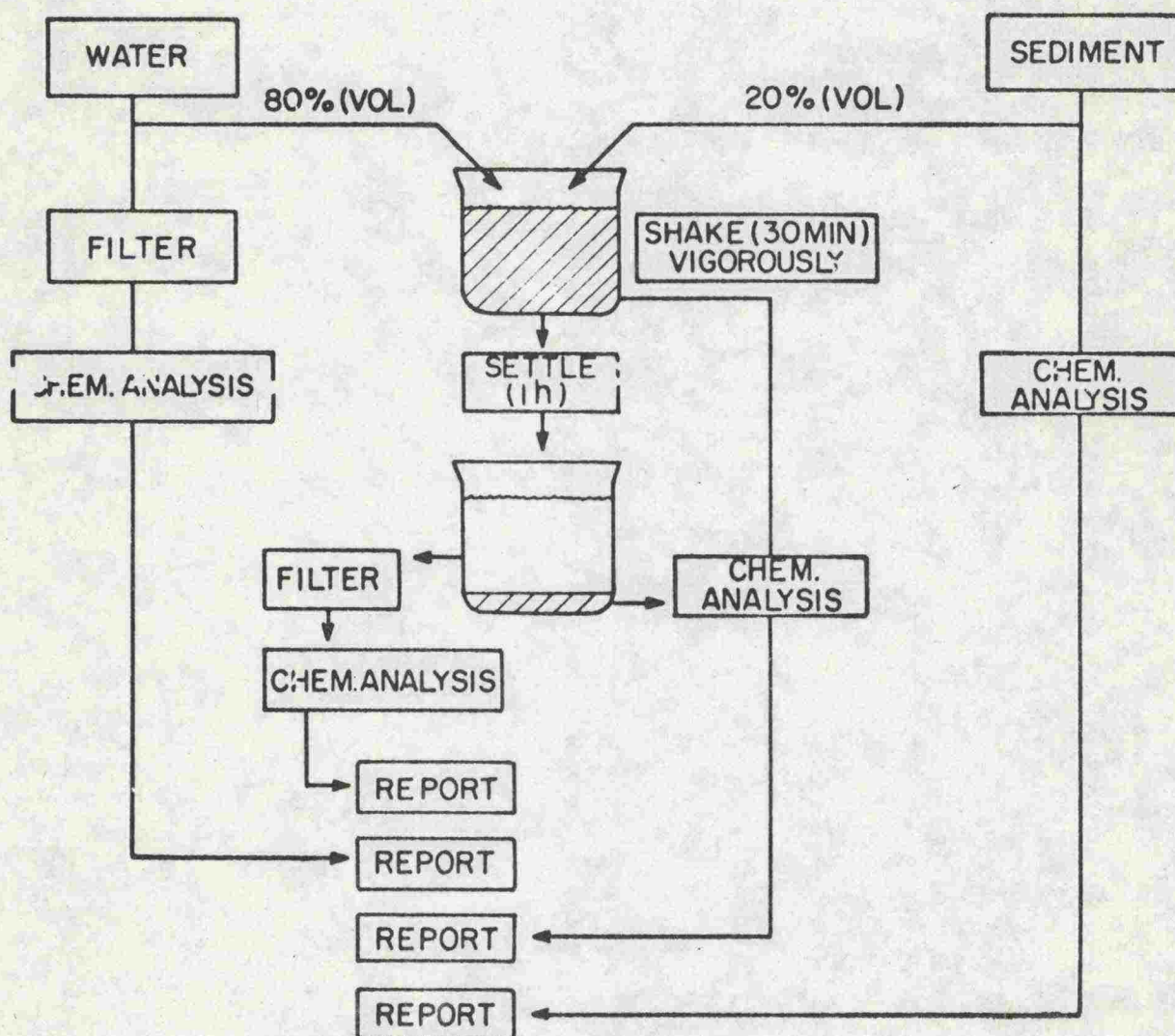
B) U.S. EPA Region IX Disposal Criteria (LEE & PLUMB 1974)

C) FWQA Disposal Criteria (LEE & PLUMB 1974)

Tabell 16. USA:ssa ja Kanadassa käytetyt ohjearvot ruoppausmassojen hyväksymisestä läjittämiseen.

Analyysijä tulee mikäli mahdollista suorittaa sekä huokoisvedestä että itse sedimentistä. Huokoisveteen liittyneet metallifraktiot vapautuvat helposti, ja niiden voidaan olettaa rikastuvan helpommin eri eliöihin. Riittävä määrä näytteitä tulee analysoida luotettavien keskiarvojen saamiseksi. Käyttökelpoisia ja ennustusarvoltaan hyviä tuloksia saadaan laboratorio-kokeilla, jotka simuloivat ruoppausolosuhteita. Tällaisia testejä, joissa vesifaasi sekoitetaan mekaanisesti k.o. sedimentin kanssa, on kehitetty mm. USA:ssa (n.k. elutriate-test; kuva 6). Tällaisia testejä voidaan suorittaa myös eri eliöillä ja selvittää missä määrin vapautuneet aineet sitoutuvat eliöihin.

ELUTRIATE TEST



Kuva 6. USA:ssa kehitetty n.s. eluriate-test menetelmä (LEVINGS 1902).

Ennen ruoppaustöiden aloittamista suoritettaviin sedimenttitutkimuksiin voi myös sisältyä ruoppausmassojen orgaanisen aineen pitoisuuden määrittäminen, jolloin voidaan arvioida hapenkulutuksen kohoamisen vaara materiaalin läjittämisen yhteydessä. Lisäksi voidaan laboratoriokokeiden avulla suoraan mitata ruoppausmassojen hapenkulutus, suspendoituneen aineen sedimentoituminen, tutkia ravinteiden vapautumista ym.

Veteen läjitettäessä tulee analysoida läjitysalueiden sedimenttien vesipitoisuus ja koostumus. Läjitys tulee sallia ainoastaan sedimentaatiopohjille (sedimenttien vesipitoisuus > 85 %). Pohjamateriaalin koostumuksen tulee olla mahdollisimman samanlainen kuin ruoppausmassojen.

4.2.1.2. Fysikaalis-kemialliset muuttujat

Happitilanne

Ruoppauksen ja läjityksen yhteydessä hapenkulutus lisääntyy osaksi anaerobisten sedimenttien hapettumisen takia, sekä osaksi sedimenttien orgaanisen aineen hajoamisprosessien johdosta. Happitilanne on tärkeä tekijä lähinnä eliöiden ensimmäisten kehitystapojen kannalta, kuten kalojen mädin ja poikasten kehitys. Myöskin lyhytaikaiset äärimmäisarvot voivat olla ratkaisevia. Happitilanne vaikuttaa myöskin veden ja sedimentin väliseen ravinteiden ja raskasmetallien kiertokulkuun sekä sulfidien (HS^- , H_2S) mahdolliseen vapautumiseen. Näin ollen happitilannetta tulee seurata ruoppauksen aikana - erityisesti läjitysalueella. Huomattava hapenpuutteen vaara on olemassa jos sedimentin orgaanisen aineen osuus on suuri, esim. puunjalostusteollisuuden jätevesien kuormittamien sedimenttien ruoppauksissa.

Ruoppausmassojen aiheuttamaa lisääntyneenä hapenkulutusta voidaan ennalta selvittää laboratoriokokeilla.

Sameus, kiintoaine, näkösyvyys

Veden samenemista esiintyy aina ruoppausten yhteydessä. Samenemisilmiön laajuus ja kesto pitäisi selvittää, lähinnä kalastushaittojen arvioimisen pohjana. Veden sameneminen vaikuttaa kalojen vaelluksiin ja käyttäytymiseen sekä lisää pyydysten likaantumista, ja saattaa näin ollen aiheuttaa kalansaaliin vähenemistä.

Lisääntyneen kiintoaineen muita biologisia haittavikutuksia ei ole juurikaan selvitetty, mutta ne ovat todennäköisesti vähäiset.

Mikäli ruoppaus- tai läjitysalueella ei harjoiteta kalastusta eikä alueella ole merkitystä kalojen lisääntymis- tai poikastuottoalueina, samenenemisen ja sen vaikutusten merkitys on vähäinen.

Ravinteet

Typpi ja fosfori ovat rannikkovesiemme tärkeimmät tuotantoa rajoittavat tekijät. Ravinnetason kohoaminen ruoppausten tai läjitysten seurauksena saattaa aiheuttaa lisääntyntä levätuotantoa ja hankalia leväkukintoja - eli vesialueen rehevöitymistä. Kohonneen ravinnetason vaara voidaan ennalta ainakin jossain määrin selvittää laboratoriokokeilla (kts. eluriate test s. 69) ja ruoppausmassojen koostumuksen tutkimuksilla. Jos läjitys suoritetaan puhtailla vesillä voi tämän ravinnekuormituksen suhteellinen merkitys olla huomattava, mutta rannikonläheisissä vesissä ja sisälahdissa tämä kuormitus on lähes merkityksetön muihin kuormituslähteisiin verrattuna.

Huomiota pitäisi kiinnittää helppoliukoiseen fosforiin ($\text{PO}_4\text{-P}$, ortofosfaatti) sekä biologisesti käytettävissä oleviin typpiyhdisteisiin ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, NH_4 ja NH_3). Ammonium on myrkyllinen aine, jonka mahdollista vapautumista sedimentin huokoisvedestä pitäisi seurata. Ravinteiden luonnollinen vaihtelu on erittäin suuri, ja luotettavia vertailuarvoja pitäisi olla käytettävissä. Ylivuotovesi sedimentoitumisaltaista tulee analysoida ja tarvittaessa puhdistaa, esim. saostamalla fosforia kemikaaliolisäyksin.

Ympäristömyrkyt

Ympäristömyrkkyjen tarkkailun tarpeellisuus voidaan selvittää ennalta laboratoriokokeilla ja ruoppausmassojen analyysillä. Jos näiden aineiden vapautuminen veteen näyttää todennäköiseltä (kts. elutriate test s. 69), niiden leviämistä ja ennen kaikkea niiden sitoutumista lähinnä kaloihin tulisi seurata.

4.2.1.3. Biologiset muuttujat

Ruoppauksen ja läjityksen yhteydessä tapahtuvat ympäristömuutokset vaikuttavat lähinnä kasviplanktoniin, pohjakasvillisuuteen ja -eläimistöön sekä kaloihin (kts. myös luku 3.3.).

Kasviplankton

Kasviplanktonin perustuotantoa käytetään usein veden laadun, likaantumisen tai rehevöitymisasteen ja vesistön kokonaistilan mittana (taulukko 17) (LEHMUSLUOTO 1968, RHODE 1969, NIEMI & PESONEN 1974, LINDAHL 1977, WEPPLING & LINDHOLM 1981). Luonnollinen vaihtelu on kuitenkin hyvin suuri vuodesta toiseen, eri vuodenaikojen välillä, mutta myös lyhyempien ajanjaksojen, kuten viikon ja jopa vuorokauden sisällä tapahtuvat vaihtelut. Siksi luotettava arvo vesistön tilasta kasviplanktonin perustuotannon perusteella vaatii suhteellisen laajoja mittauksia ja hyviä vertailulukuja. Yksittäiset analyysiarvot voivat olla hyvin harhaanjohtavia. Intensiivinen näytteenotto muutaman lyhyen ajanjakson aikana eri vuodenaikoina on suositeltavampaa kuin koko sesongin kattava harva näytteenotto-ohjelma. Huomio tulee kiinnittää ennen kaikkea pitkäaikaisiin tai pysyviin rehevöitymistalpeuksiin. Perustuotantomittaukset ovat usein kuitenkin vaativia ja kalliita, mikä usein muodostaa esteen niiden tarkoituksenmukaiselle sisällyttämiselle tutkimusohjelmiin. WEPPLING & LINDHOLM (1981) ovat esittäneet yksinkertaistetun menetelmän, joka perustuu tiettyyn korrelaatioon toisaalta perustuotannon ja toisaalta pH:n ja näkösyvyyden välillä - parametrejä jotka ovat helppoja ja halpoja mitata.

	Perustuotanto		
	A gC/m ² vuosi	B mgC/m ² d	C mgC/m ³ h
puhdas vesi	40	100-300	6
heikosti rehevät vedet	40-80	300-600	6-10
kohtuullisesti rehevät vedet	80-120	600-1000	10-15
voimakkaasti rehevät vedet	120	1000	15

Taulukko 17. Vesistöjen luokitus kasviplanktonin perustuotannon perusteella (A) Lehmusluodon (1968), (B) Niemen & Pesosen (1974) ja (C) Wepplingin & Lindholmin (1981) mukaan.

Pohjakasvillisuus ja -eläimistö

Pohjakasvillisuus- ja -eläimistötutkimuksiin tulee sisältyä lähinnä:

- selvitys siitä, missä määrin alkuperäiset yhdyskunnat tuhoutuvat
- tutkimus siitä, missä määrin ja kuinka nopeasti palautuminen luonnolliseen tasapainoon tapahtuu

Tämä edellyttää näytteiden keruuta ennen ruoppausta, ruoppauksen aikana ja ruoppauksen jälkeen. Niin kasvisto kuin eläimistökin ovat suhteellisen pitkäikäisiä, ja näissä yhdyskunnissa tapahtuvia muutoksia voidaan tutkia suhteellisen pienellä näytteenottotaajuudella sesonkia kohti.

Mikäli ruoppausmassat ovat ympäristömyrkkujen saastuttamia, tulee mikäli mahdollista tutkia näiden aineiden vapautumista ja rikastumista pohjaeläimistöön. Niiden rikastuminen näyttää vaihtelevan voimakkaasti, riippuen lajista, iästä, tilasta ja eri ympäristöolosuhteista. Tämä edellyttää suhteellisen laajan materiaalin keräämistä ja analysointia.

Mahdollisten pitkäaikaisten vaikutusten selvittäminen on hyvin vaikeaa. Esim. vähentyneen tai voimakkaasti saastuneen pohjaeläimistön vaikutus kalastoon, tai häiriintyneen lisääntymisen aiheutuminen kutua varten tai kalanpoikasten suojaksi sopivan kasvillisuuden puuttumisesta ovat tutkimuksia, jotka ovat laajoja ja usein pitkäaikaisia, mistä syystä ne harvoin mahtuvat seurantaohjelman puitteisiin.

4.2.1.4. Kalataloudellinen seurantaohjelma

Jonkinlainen kalabiologinen seurantaohjelma on tarpeellinen useimpien ruoppaustöiden yhteydessä, lähinnä ajatellen mahdollisuuksia arvioida kalataloudelle aiheutuneiden haittavaikutusten korvaamista. Ympäristönmuutokset ruoppausten ja ruoppausmassojen läjityksen yhteydessä voivat vaikuttaa kalastuksen kannattavuuteen seuraavilla tavoilla:

- arvokalojen osuus saaliista pienenee ja/tai korvautuu vähemmän käyttökelpoisilla lajeilla. Jatkuva kalastus samalla työpanoksella merkitsee kannattavuuden pienenemistä johtuen kalojen tuottajahinnan alenemisesta

- makuvirheet kaloissa aiheuttavat kalojen menekin pienenemisen tai loppumisen. Tämä vaikutus voi olla pitkäaikainen.
- pyyntivälineiden likaantuminen aiheuttaa lisäkustannuksia
- siirtyminen muille kalastuspaikoille aiheuttaa matkoihin kuluvaan työajan ja kustannusten kasvua
- uusien alueelle sopivien pyydysten hankinta aiheuttaa kustannuksia

Seurantaohjelman päämääränä tulee olla, että ruoppauksen luvanhaltija ja valvovat viranomaiset jatkuvasti ovat selvillä kalaston tilasta, alueen kalataloudesta sekä ruoppaustyön aiheuttamista mahdollisista muutoksista.

Seurantaohjelman tulee käsittää:

- ruoppaustöiden aiheuttamien ympäristömuutosten suoranaisten vaikutusalue (fysikaalis-kemialliset ja biologiset muutokset)
- lähellä sijaitsevat alueet, joiden kalakanta on kokonaan tai osittain riippuvainen suoranaisestä vaikutusalueesta (ravinto, kutu tai poikastuotantoalue)
- alue, johon vaikuttavat huonontuneen kalastuksen aiheuttamat taloudelliset sosiaaliset ym. seuraukset

Näiden alueiden rajaaminen voi käytännössä olla vaikeaa. Täydellistä seurantaohjelmaa on usein käytännöllisesti ja taloudellisesti mahdotonta suorittaa, jolloin erilaisia rajoituksia joudutaan tekemään. Ensi sijassa tulee keskittyä sellaisiin kalalajeihin, jotka ovat ammattikalastuksen tai vapaa-ajan kalastuksen kohteena. Joissakin tapauksissa voi olla syytä huomioida erityisesti uhanalaiset lajit.

Seurantaohjelman pituus ja laajuus ovat myös suuressa määrin riippuvaisia ruoppaustoimenpiteen laajuudesta, kalastuksen merkityksestä alueella sekä tutkituista lajeista. Yleensä tulee ohjelmaan kuitenkin sisällyttää:

- ennakkoselvitys vähintään vuoden aikana, tai vastaavien tietojen kerääminen muulla tavoin
- jatkuva tarkkailu työn aikana
- mahdollisimman pitkäaikainen palautumisen tarkkailu ruoppauksen päätyttyä

Mikäli seurantaohjelma sisältää tutkimuksia lisääntymistuloksista, mädin

kuoriutumisesta, poikaskehityksestä yms. vaaditaan suhteellisen intensiivinen tutkimusohjelma, kun taas esim. saalistitilastojen kerääminen voidaan tehdä helpommin ja pitempien ajanjaksojen välillä. Tutkimukset kalakantojen pitkäaikaisista muutoksista vaativat tutkimuksia kuolleisuudesta, uudelleenastamisesta ym. populaatioanalyysiä varten jolloin tutkimusajanjakson tulee olla vähintään yhtä pitkä kuin ko. lajin elinkierron keskimääräinen pituus. Tämä on harvoin käytännössä mahdollista toteuttaa.

Ruoppaustöiden aiheuttamien mahdollisten muutosten arviointia vaikeuttaa edelleen että käytössä olevat kalaja koskevat tutkimusmenetelmät ovat suhteellisen alttiita lukuisille virhelähteille.

Eräitä huomionarvoisia ympäristönmuuttujia

Ruoppaustöiden on todettu aiheuttavan ilmeisiä muutoksia niin ei-biologisiin kuin biologisiinkin alueen kalastolle merkityksellisiin muuttujiin. Nämä ovat lähinnä:

- fyysinen ympäristö ts. pohjan rakenne (suojapaikat, kutualusta) ja veden laatu
- saatavilla oleva ravinto (lähinnä pohjaeläimistö)

Merkityksellisiä veden laadun muuttujia ovat:

- sameus ja kiintoainepitoisuus
- happipitoisuus (lähinnä mädille ja poikasille)
- pH (saatavissa olevat tiedot Suomesta eivät viittaa huomattaviin muutoksiin ruoppaustöiden yhteydessä)
- mahdollinen rautapitoisuus (voi aiheuttaa hapenpuutetta rautayhdisteiden saostuttua kiduksiin ja mätiin)

Kriittillisiä raja-arvoja kaloille näiden muuttujien suhteen ei Suomessa ole tutkittu tyydyttävästi, muuta suuntaa-antavia arvoja ovat antaneet mm ALABASTER & LLOYD (1980). Näitä muuttujia on käsitelty veden laadun valvonnan yhteydessä ja saatuja tuloksia voidaan täten käyttää hyödyksi kaloihin kohdistuvien vaikutusten arvioinnissa.

Vedenlaadun tutkimukset pohjautuvat kuitenkin usein eri muuttujien keskiarvoihin. Kalaston kannalta ovat ääriarvot kuitenkin usein ratkaisevia, joten

täydentäviä vesianalyysyjä tulee suorittaa kalabiologisten tutkimusten yhteydessä. Vaihtoehtoisesti voidaan seurantaohjelma muotoilla vedenlaadun osalta siten, että myös tilapäiset ääriarvot huomioidaan mahdollisimman suuressa määrin.

Kalabiologiset muuttujat

Kalabiologisen seurantaohjelman suunnittelussa tulee lähteä siitä, että määritetään mahdollisimman yksiselitteisesti, mitkä tekijät ovat merkityksellisiä kalataloudelle, ja resurssien mukaan valitaan niistä tärkeimmät lähempiä tutkimuksia varten. Suositukset yleisistä suuntaviivoista kalabiologisten seurantaohjelmien suunnittelua varten ovat valmisteilla Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksella (LEHTONEN & al) Työ tullaan saattamaan loppuun ja julkaisemaan vuoden 1983 aikana. Kalataloudelle merkityksellisiä tekijöitä ovat luonnoksen (1982) mukaan seuraavat:

1. Kalakannat

1.1. Lisääntyminen

- kutualueet
- kutuvaellukset
- mätimäärä
- mädin eloon jääminen ja kuoriutuminen

1.2. Poikaset

- poikasalueet
- kasvu
- kuolleisuus
- määrä ja tuotanto

1.3. Täysikasvuiset kalat

- esiintymisalueet
- kasvu
- kuolleisuus
- fysiologinen tila
- kalakantojen suuruus
- tuotanto

2. Kalastus

2.1. Kalastajien lukumäärä, ammatti- (pääelinkeino, sivuelinkeino)
vapaa-ajan

2.2. Kalastusalueet, erityisesti vakituiset kalastuspaikat

2.3. Veneet, välineet ja muut varusteet
- käyttöaika ja alue

2.4. Työpanos
- matkat, kalastus, puhdistus ja korjaukset

2.5. Saalis
-lajit, kokonaissaalis, alueittain

2.6. Saaliin käyttö
-myynti (ihmisravinto, rehu, jalostus)

2.7. Tulot
- myyntituotto
- menot
- tulot/työpanos

3. Kalastuksen merkitys yhteiskunnalle

3.1. Työllisyys

3.2. Verotulot

3.3. Raaka-ainetuotanto

3.4. Virkistysarvo

3.5. Potentiaallinen merkitys
- tuotantokapasiteetti
- virkistysmahdollisuudet
- kehittämismahdollisuudet

Osaa näistä tekijöistä tulee käyttää ruoppaustoiminnan kalataloudelle aiheutuneiden vaikutusten seuraamisessa. Valittavien parametrien tulee perustua ruoppaustyön laajuuteen ja massojen laatuun sekä kalastuselinkeinoon merkitykseen ko. alueelle. Hyvin suoritettu ennakkoselvitys antaa hyvän lähtökohdan kalabiologisen seurantaohjelman suunnitteluun.

Erityisesti kohdissa 1.1. ja 1.2. on nykyinen tietopohja huomattavan suppea ja niihin tulee kiinnittää erityistä huomiota. Kohta 2. on Suomessa tähän asti suoritetuissa tutkimuksissa yleensä huomioitu tyydyttävästi. Tarkempi analyysi 3. kohtaan sisältyvistä tekijöistä olisi usein tarpeen.

Suuri osa tekijöistä kohdassa 2. voidaan selvittää haastattelututkimuksin ja kirjanpitokalastajien avulla. Samaa koskee myös jossain määrin kohtaa 3., kun taas kalakantojen tutkimukset usein vaativat omaa kenttättyötä - joissakin tapauksissa suhteellisen laajaa, (erityisesti kohdat 1.1. ja 1.2.). Laajojen ruoppaustöiden yhteydessä suoritettava seurantaohjelma voitaisiin laatia seuraavin puittein:

1. Kalakantojen rajoitukset merkitsemällä alueella esiintyviä tärkeitä lajeja (lajit, runsaussuhteet, lisääntyminen, rajoittavat tekijät)
2. Saaliiden kartoitus (kalastajat, kalastuksen intensiteetti, välineet, sijoitukset, saalis ja sen käyttö)
3. Populaatiomuuttujien kerääminen (ikä, kasvu, kuolleisuus)
4. Kutupaikat ja poikastuottoalueet (lajit, paikat)
5. Kantojen hoito ja suojaaminen (istutus)
6. Ruoppaustyön vaikutus (kohtiin 1-4)
7. Mahdollisuudet estää tai vähentää haittoja ja häiriöitä

Ohjelmaa voidaan laajentaa kokeellisin tutkimuksin seuraavien tekijöiden tutkimiseksi:

- muuttuneen vedenlaadun vaikutus kalojen käyttäytymiseen, määtiin ja poikasten kehitykseen ja kuolleisuuteen (mm. suspendoituneen aineen kohonneet pitoisuudet)
- maku- ja hajuvirheiden esiintyminen
- raskasmetallien tai muiden ympäristömyrkköjen rikastuminen kalaan

Näitä tutkimuksia suoritetaan parhaiten sumputuskokeilla kentällä, (mädin, poikasten ja täysikasvuisen kalan sumputuskokeet); ne olisivat erityisen tarpeellisia käsiteltäessä voimakkaasti saastuneita ruoppausmassoja.

5. MAHDOLLISUUDET YMPÄRISTÖHAITTOJEN VÄHENTÄMISEEN

Ruoppausten tarve Suomessa tullee pysymään suunnilleen entisellään. Uusien kulkuväylien rakentamisen tarve todennäköisesti vähenee, mutta jo olemassa olevia väyliä tullaan ilmeisesti syventämään. Kunnossapitoruoppauksia tarvitaan jatkossakin, ja soranotto tulee varmasti lisääntymään. Pienvenesatamien ja väylien tarve mahdollisesti vielä lisääntyy.

Yleisesti ottaen näyttävät ruoppaustoiminnan vaikutukset tähän mennessä tehtyjen tutkimusten mukaan olevan vähäisiä. Paikallisesti haitat voivat kuitenkin olla erittäin huomattavia. Mahdollisuuksia niiden vähentämiseen tai rajoittamiseen pitäisi selvittää ja soveltaa käytäntöön.

Ruoppaustöiden haittavaikutuksia voidaan jossain määrin vähentää seuraavin toimenpitein; soveltuvien osin yhteistyössä paikallisten vesienomistajien, kalastajien ja muiden intressiryhmien kanssa:

1. sopivan ajankohdan valinta
2. sopivan läjitysmenetelmän ja -paikan valinta
3. sopivan ruoppausmenetelmän valinta

5.1. Ruoppausajankohdan valinta

Käytännöllisesti katsoen kaikki osat rannikko- ja saaristoalueista ovat jonkinlaisen hyödyksikäytön kohteena. Jotta välttyttäisiin mahdollisimman suuressa määrin eturistiriidoilta, tulee ko. vesialueen muut käyttömuodot selvittää ja ottaa huomioon ruoppaustyötä suunniteltaessa. Ruoppauksen ajankohdalla on ratkaiseva merkitys lähinnä kaloille ja kalastuselinkeinolle aiheutuvien haittojen kannalta. Sopivan ajankohdan valinta edellyttää tietoja kalastustoiminnasta, sen laajuudesta, pyynnin kohteina olevista lajeista, kalastuspaikoista ja ajankohdista sekä alueen kalakannoista, lähinnä niiden kutu-

paikoista ja poikastuotantoalueista. Suorittamalla ruoppaustyö sellaiseen aikaan, jolloin kalastus on vähiten aktiivista ja tärkeimpien lajien kutuaikojen ulkopuolella voidaan kalataloudelle aiheutuvat haitat minimoida. Ensi sijassa tulee ammattimainen kalastus (niin pää- kuin sivuelinkeino-kalastajat), mutta myös yhä laajempi vapaa-ajan kalastus, mikäli mahdollista, huomioida.

Kalastus on suuressa määrin kausiluonteista ja keskittynyt seuraavien taloudellisesti tärkeimpien kalalajien vaellus- ja/tai kutuaikoihin:

- silakka (*Clupea harengus*)
- siika (*Coregonus coll.*)
- hauki (*Esox lucius*)
- ahven (*Perca fluviatilis*)
- kuha (*Lucioperca lucioperca*)
- lahna (*Abramis brama*)
- kampelat
- lohi (*Salmo salar*)
- taimen (*Salmo trutta*)
- kirjolohi (*Salmo gairdneri*); kalankasvatuslaitokset

Niin kutuajat kuin kutuvaelluksetkin vaihtelevat suuresti paikan mukaan, lähinnä pohjois- etelä suunnassa. Vaihteluja aina 1-2 kuukauteen asti voi esiintyä. Sitäpaitsi esiintyy suuria vaihteluja saman lajin ja samalla alueella olevien eri populaatioiden välillä. Kalastukseen nähden sopivan ruoppausajankohdan valinnan tulee siten perustua mahdollisimman tarkkoihin paikallisiin tutkimuksiin ja selvityksiin. Tarkkoja yhteenvedon luonteisia tietoja ei Suomesta ole julkaistu. Eräitä yleisiä näkökohtia ja suuntaviivoja tärkeimpien lajien kutuajoista ja kutualueista voidaan kuitenkin antaa (taulukko 18).

Silakka

Lajin osalta tulee olla tietoja kevät- ja syyskutuisten silakoiden osuuksista paikallisissa populaatioissa. Pohjois-Itämerellä lienee keväällä kuteva silakka vallitseva (ANEER 1979). Silakan kutuaikoja ja -paikkoja on tutkittu tarkemmin ainoastaan Turun saaristossa (RAJASILTA 1982). Nämä tutkimukset osoittavat, että kutuaika on hyvin pitkä alkaen jäiden lähdöstä n. 3 kuukautta eteenpäin. Lisääntymisen pääosa ajoittuu kevätkesään. Aikaisempien tutkimusten mukaan

LAJI	KUTUAIKA	KUTUALUE
Silakka:		
- kevätkutuinen	touko-kesäkuu	matalikot, niemillä ulkosaaristossa, kovat pohjat (sora-hiekka)
- syyskutuinen	usein heinä-elokuun vaihteessa	matalikot ulkosaaristossa
Siika:		
- vaellussiika	syys-lokakuu	kosket virtojen alajuoksulla, sora- tai hiekkapohja
- merisiika	loka-marraskuu	hieka- tai sorapohjat saaristossa 0.5-3 m
Hauki	huhti-kesäkuu	hyvin matalat, esim. tulvien peittämät rantaniityt, vaatii kasvillisuuspohjia
Ahven	-"-	suhteellisen matalat vedet (1-4 m) kasvillisuuspohjalla
Kuha	touko-kesäkuu	hieka- ja kivipohjat, joissa on harva kasvillisuus
Lahna	-"-	matalat vedet, joissa on runsas kasvillisuus
Kampela	-"-	pelaginen mäti suurille syvyyksille (20-30 m), poikaset kesä-heinäkuussa matalille hiekkapohjille
Piikkikampela	-"-	kutee suurilla syvyyksillä (10-70 m), poikaset matalille hiekkapohjille
Lohi	syyskuu	sorapohjat 0.2-0.5 m syvyydellä muutamissa virroissa
Meritaimen	lokakuu	sorapohjat joissa ja virroissa

Taulukko 18. Tärkeimmät kalastuksen kohteina olevat kalalajit ja niiden kutuaika sekä -alue.

kutee silakka saaristossa 3-30 m:n syvyydessä, kun taas RAJASILLAN tutkimukset Airistossa osoittivat, että kutu tapahtuu aikaisin keväällä 0.5-1 m:n ja myöhemmin kesällä 1-6 m:n syvyydessä. ANEER:in(1979) mukaan silakka kutee 5-8 m:n syvyydessä. Silakka kutee sora- tai hiekkapohjilla leväkasvillisuudelle. Mäti on herkkä ravistelulle ja mekaaniselle käsittelylle, esim. vene- ja laivaliikenteen yhteydessä. Silakka näyttää olevan suhteellisen kotipaikkauskollinen.

Siika

Suomen rannikolla olevat siikakannat muodostuvat kahden eri lajin, vaellussiian (*C. lavaretus*) ja merisiian (*C. widegreni*) sekoituksesta. Näitä on morfologisesti vaikeaa erottaa toisistaan, mutta niillä on eri kutuajat ja ne käyttäytyvät muutenkin eri tavoin. Vaellussiika vaeltaa jokisuistoja pitkin ylös heinä- elokuussa, kutee jokien alajuoksulla syys- lokakuussa ja poikaset vaeltavat mereen keväällä. Vaellussiikalla on siten melkein vuoden ympäri jokin kehitysaste jokisuistoissa. Merisiika sitävastoin kutee meressä ja on suhteellisen paikallaan pysyvä. Erityisesti silakan ja siian kiinteillä välineillä tapahtuvaan pyyntiin kalojen tunnetuilla vaellusreiteillä ruoppaustyöt vaikuttavat tuntuvasti.

Lahna

Lahna on monessa suhteessa alttiina kudun häiriintymiselle. Poikaset elävät monta vuotta kutupaikalla tai sen läheisyydessä, mistä syystä vakavat häiriöt yhden vuoden aikana voivat tuhota useita ikäluokkia. Laji kasvaa sitäpaitsi hitaasti, minkä vuoksi häiriöt näkyvät kalastuksessa vasta pitkän ajan, n. 10 vuoden kuluttua. Samalla alueella elävät eri populaatiot kutevat eri aikoina.

Kampelakalat

Kampelakaloilla (kampela ja piikkikampela) on taloudellista merkitystä ainoastaan etelärannikolla (Porista etelään). Ne kutevat suurilla syvyyksillä, mäti on pelaaginen (lasketaan vapaasti veteen), mutta vastakuoriutuneet poikaset hakeutuvat pian matalille pohjille. Häiriöt sellaisilla alueilla voivat olla yhtä haitallisia kuin häiriöt kudun tai mädin kehittymisen aikana.

Lohi ja taimen

Lohi ja taimen kutevat joissa, mutta vain muutama harva vesistö Suomessa on enää sellaisessa tilassa, että soveltuu siihen. Lohi kutee pääasiassa Tornionjoessa, johon ne vaeltavat kesä- syyskuussa ja kutevat syksyn aikana. Poikaset jäävät 2-3 vuodeksi jokeen ennenkuin ne hakeutuvat merelle. Taimen kutee pienemmissä vesistöissä (kymmenkunta jokea Suomessa), joihin ne vaeltavat kesä- lokakuussa ja kutevat syksyn aikana. Taimenen poikaset jäävät jokeen 2-3 (-5) vuodeksi.

Ammattimaista kalastusta ajatellen ovat kesä (syyskesä) ja syksy sopivimmat ruoppausajankohdat. Vapaa-ajankalastus on sitävästoin jakautunut tasaisemmin koko vuodelle. On kuitenkin vaikeaa huomioida kaikkia kalastusmuotoja, ja etusija tulee antaa taloudellisesti tärkeimmälle. Usein on myös välttämätöntä suorittaa ruoppauksia koko jäättömän ajanjakson kuluessa. Näissä tapauksissa tulee olla luotettavia tietoja huonontuneen kalastuksen aiheuttamien taloudellisten tappioiden laskemiseksi, ja nämä tulee korvata.

Virkistys ja ulkoilu joutuu aina enemmän tai vähemmän kärsimään haitoista ruoppaustöiden yhteydessä. Tämä toiminta on vilkkaimmillaan kesällä, joka taas kalastuksen kannalta olisi ruoppauksille suotuisampi ajankohta.

Kylmemmät vuodenajat ovat joissakin suhteissa suotuisia ajankohtia ruoppauksille. Alhainen lämpötila merkitsee biologisen aktiviteetin hidastumista. Suhteellisen harvoilla eliöillä on silloin varhaisia kehitysasteita. Myös kemialliset prosessit mm. ravinteiden ja mahdollisten ympäristömyrkköjen leviämisen ja kiertokulun yhteydessä tapahtuvat hitaammin alhaisissa lämpötiloissa. Huomiota täytyy kuitenkin kiinnittää niihin kalalajeihin, joiden lisääntymisaika on syksyllä.

5.2. Läjitysmenetelmän ja paikan valinta

Ratkaisevaa läjityspaikan valinnassa on:

- uudelleenkäyttömahdollisuus, mikä riippuu lähinnä koostumuksesta ja käytännön tekijöistä (kuljetusmatka ym.)

- koostumus ja tilavuus
- mahdollinen ympäristömyrkyjen aiheuttama saastuminen
- mahdollisuus vaihtoehtoihin läjityspaikkoihin

5.2.1. Läjitys maalle

Mahdollisuudet ruoppausmassojen uudelleenkäyttöön tulee aina selvittää, mikä taloudellisista syistä todennäköisesti aina tehdäänkin. Kovia massoja (kivi, moreeni, hiekka) voidaan laajalti käyttää hyödyksi eri rakennustarkoituksiin (satama- ja teollisuusalueiden täyttäminen, tierakennus yms.). Tämä edellyttää kuitenkin kohtuullisia kuljetusmatkoja.

Mikäli näiden ruoppausmassojen uudelleenkäyttö ei taloudellisista tai muista syistä voi tulla kysymykseen, voidaan nämä ainekset ilman suurempaa haitta-vaikutusten vaaraa ympäristölle läjittää sopiville alueille maalle. Tällaiset paikat ovat usein kuitenkin lähinnä maisemahoidollisista syistä rajoitetut.

Pehmeiden massojen uudelleenkäyttömahdollisuudet ovat usein rajoitetut johtuen lähinnä niiden korkeasta vesipitoisuudesta ja siten suuresta tilavuudesta - imuruoppausmassat sisältävät tavallisesti 75-80 % vettä. Tämä merkitsee, että materiaali vaatii jonkinlaista käsittelyä, esim. veden poistoa, ennen kuin sitä voidaan käyttää. Jos ruoppausmassat sisältävät ympäristömyrkyjä tai suuria määriä orgaanista ainesta, rajoittaa myös se uudelleenkäyttöä ja asettaa erityisiä vaatimuksia läjityspaikalle.

Pehmeiden massojen läjittäminen penkerein eristetyille alueelle maalle tai virkistykselle tai kalastukselle merkityksettömään merenlahteen vaikuttaa olevan ympäristöystävällinen menettelytapa. Tämä ei kuitenkaan aina ole käytännössä mahdollista. Tarpeeksi kestävien penkereiden rakentaminen on useimmiten kallista ja vaatii suhteellisen suuria maa-alueita: läjitettävän materiaalin tilavuus on huomattavasti suurempi kuin ruopattu tilavuus. Sopivat alueet ovat siten hyvin rajoitetut. Tällaiset läjittämispaidat tai sedimentoitumisalatat voivat rumentaa maisemaa, ja mahdollisuudet käyttää näitä alueita hyödyksi kohtuullisessa ajassa ovat rajoitetut. Ilman erityisiä toimenpiteitä tapahtuu ruoppausmassojen kuivuminen ja stabilisoituminen hyvin hitaasti. Ne eivät yleensä ole sovelias kasvualusta ilman jonkinlaista

käsittelyä. Tämä on kuitenkin alue, josta Suomessa on hyvin vähän kokemusta. Mahdollisuuksia käyttää ruoppausmassoja maanparannusaineena, energiametsän viljelyyn yms. tulee tutkia. Kuitupitoisen sedimentin uudellenkäyttö on myös eräs mahdollisuus (von POST 1982).

Mikäli ruoppausmassat sisältävät suuria määriä vettä, täytyy se johtaa pois läjitysalueelta. Tämän veden laatu tulee tarkkaan tutkia, ja viipymän altaassa tulee olla tarpeeksi pitkä, jotta suspendoitunut aine ja siihen liittyneet ravinteet ja raskasmetallit sedimentoituisivat, muussa tapauksessa aiheuttaa ylivuotovesi kuormitusta pohjavedelle tai läheisille vesistöille. Tarvittavaa viipymää voidaan lyhentää kemikaliolisäyksin (MANNOLA 1973, RÖNNKÄMÄKI & al. 1980). Veden poisto massoista vaikuttaa myös läjittämipaikan tulevaan käyttöön. Veden poisto voi tapahtua läjitysalueella sedimentoitumisen, ojituksen ja kuivatuksen avulla tai mekaanisella veden poistolla ennen läjittämistä. Ruoppausmassojen käsittelyyn ja maalle tapahtuvaan läjittämiseen liittyvät tekniset ongelmat eivät kuulu tämän selvityksen piiriin.

Pohjaveden likaantumisen vaara tulee ottaa huomioon läjityspaikan valinnassa maalla. Ongelmat ovat geologisia ja geoteknisiä, eikä niitä käsitellä tässä työssä. Likaantuneiden ruoppausmassojen läjittämistä maalle tulee kuitenkin välttää, koska sulfidien hapettuessa tapahtuu pitkäaikaista raskasmetallien vapautumista. Tutkimuksia tästä ei kuitenkaan ole saatavissa.

5.2.2. Veteen tapahtuva läjittäminen

Kovia ruoppausmassoja voidaan yleensä läjittää vapaasti veteen ilman suurempaa haittavaikutusten vaaraa. Huomiota tulee kuitenkin kiinnittää siihen, ettei massoja sijoiteta matalikoille, jotka ovat kalojen kutu- tai poikastuotto-alueita, sekä ettei niitä sijoiteta alueille, joissa harjoitetaan kalastusta pohjatrooleilla. Muuten voi karkeajakoisen materiaalin (kivi, sora) läjittäminen johtaa pohjaeläimistön lisääntyneeseen monimuotoisuuteen sekä kaloille sopivien suojapaikkojen lisääntymiseen, jotka siten ovat positiivisia vaikutuksia.

Pehmeitä ruoppausmassoja voidaan läjittää veteen penkerein eristetyille alueille (lahtien täyttäminen, keinotekoisten saarten rakentaminen) tai vapaasti veteen. Paikan ja menetelmän valinta ovat riippuvaisia tarjolla olevista vaihtoehtoista sekä siitä ovatko massat likaantuneita tai ei. Täyttämiseen sopivien lahtien yms. löytyminen voi kohtuullisella etäisyydellä olla vaikeaa ja voimakkaasti saastuneiden massojen läjittäminen runsashappisille alueille voi johtaa raskasmetallien pitkäaikaiseen vapautumiseen. Rakennettaessa keinotekoisia saaria likaantuneista massoista, voidaan ne peittää puhtaammalla materiaalilla, ja siten vähentää myrkkujen leviämisen vaaraa. Tällainen läjittäminen asettaa kuitenkin suuria vaatimuksia vallien kestävyydelle ja tiiviydelle. Pengerrettyjen läjitysalueiden käyttö aiheuttaa huomattavasti korkeampia kustannuksia. Keinotekoisten saarten käyttökelpoisuus on hyvin rajoitettu pitkän aikaa. Ne eivät ole kasvillisuuden muodostumiselle sopivia alustoja, ja ovat hyvin epävakaita. Ne ovat osoittautuneet hyviksi lintupaikoiksi, mutta muuten niillä on vähäinen merkitys. Läjitetessä ruoppausmassoja, joiden vesipitoisuus on suuri, tulee ylimääräinen vesi johtaa pois. Tämä vesi sisältää usein suuria määriä suspendoitunutta ainesta, ravinteita ja mahdollisesti ympäristömyrkyjä ja voi siten muodostua kuormituslähteeksi. Myös näissä tapauksissa voidaan kemikallioita lisäämällä tehostaa suspendoituneen aineen sedimentoitumista ja saostaa osa fosforista.

Ruoppausmassojen läjittäminen vapaasti veteen on käytännössä usein yksinkertaisin ja halvin vaihtoehto, edellyttäen, että kuljetusmatkat ovat kohtuulliset. Läjityspaikan valinta tulee tehdä huolella haittavaikutusten minimoimiseksi ja ristiriitojen välttämiseksi. Läjityspaikan tulee olla sellainen, että materiaalin leviäminen on mahdollisimman pieni, erityisesti jos massat sisältävät ympäristömyrkyjä (BLOMQVIST 1982).

Yksi tärkeimpiä kriteerejä sopivan läjityspaikan valinnassa on, että sillä on sedimentaatiopohja. Jos ruoppausmassoja läjitetään eroosiopohjille voi alueesta muodostua enemmän tai vähemmän jatkuva ympäristömyrkkujen leviämislähde. Läjitys tällaisille pohjille voi aikaansaada esim. glasiaalisavipohjia, joiden orgaanisen aineksen pitoisuus on hyvin pieni. Näiden pohjien palautuminen ennalleen (mm. pohjaeläimistön palautuminen) vie pitkän ajan. Läjittäminen sedimentaatiopohjille merkitsee, että mahdolliset epäpuhtaudet suuressa määrin sitoutuvat sedimenttiin. Sedimentaatiopohjat muodostuvat irtonaisesta hienojakoisesta aineesta, jonka orgaanisen aineksen pitoisuus on suuri. Raskasmetallit ja muut ympäristömyrkyt sitoutuvat usein juuri

orgaaniseen ainekseen (kts. s. 49) ja ne ovat yleensä vahvasti sitoutuneita hienojakoisempaan kiintoaineeseen (kts. s. 49). Hiekka- tai karkeampijakoisempia pohjia ei pidä käyttää läjitysalueina, osaksi siitä syystä, että ne ovat tärkeiden kalalajien kutupaikkoja ja osaksi koska ne ovat eroosiopohjia, joilta niille läjitetty materiaali helposti lähtee virtausten mukana liikkelle.

5.2.3. Ruoppausmenetelmän ja -paikan valinta

Ruoppausmenetelmän merkitystä ympäristöhaittojen laajuuteen ei ole tarpeeksi selvitetty. Menetelmän valintaa rajoittaa myös usein pohjan koostumus ja muut käytännölliset tai taloudelliset tekijät. Ruoppausmenetelmän valinnalla ei kuitenkaan näytä olevan ratkaisevaa merkitystä ympäristövaikutusten kannalta.

Imuruoppaus näyttää aiheuttavan voimakkaampaa samanemista, erityisesti pohjan läheisyydessä. Materiaalin hajoaminen hienojakoiseksi vaikuttaa suurempaan vesialueeseen, eteenkin jos näitä ruoppausmassoja läjitetään vapaasti veteen. Suspendoituneen hienojakoiseen ja suhteellisen hitaasti sedimentoituvaan materiaaliin liittyneiden ympäristömyrkkyyjen leviämisen vaara on suurempi. Puhtaan soran tai hiekan imuruoppaus ja läjittäminen maalle on kuitenkin ympäristöystävällisempi menetelmä kuin muut.

Vesialueen hydrodynamiikka tulee ottaa huomioon niin ruoppaustyössä kuin myös läjityspaikan valinnassa. Jos ruoppauksessa syntyy kynnyksiä tai kuoppia, voi muodostua anaerobisia pohjia, mikä aiheuttaa mm. ravinteiden ja rikki-vedyn vapautumista. On mahdollista pyrkiä tasaiseen siirtymiseen ruopatulta alueelta ympäröivään pohjaan.

Eräissä, joskin harvoissa tapauksissa on mahdollista ottaa huomioon luonnon-suojelu- ja ympäristönsuojelunäkökohdat myös ruoppauspaikkaa valittaessa (esim veneväylät).

Ympäristöhaittojen välttämiseksi ruoppauksessa ja läjityksessä tulee erityisesti ottaa huomioon alueella mahdollisesti harjoitettava kalankasvatus.

6. TUTKIMUSTARVE

Raportista on käynyt ilmi, että nykyiset tiedot ruoppaustöiden vaikutuksista vesiympäristöön ovat puutteelliset, varsinkin mitä tulee Suomen rannikon ja Itämeren olosuhteisiin. Tiedon puutteen takia sekä taloudellisista syistä ei ole pystytty toteuttamaan tarkoituksenmukaista seurantatutkimusohjelmaa; usein on tyydytty pelkästään enemmän tai vähemmän rutiiniomaisiin selvityksiin.

Vaikutusten toteamiseksi ja määrittämiseksi tarvitaan vielä perustutkimusluonteista ekologista tutkimusta, ennen kaikkea niiden todellisen ekologisen merkityksen arvioimiseksi. Lisäksi tarvitaan enemmän kenttätietoja (case-studies) ja sovellettua tutkimusta vaikutusten vähentämis- ja rajoittamismahdollisuuksien selvittämiseksi.

Huomattavimmat tiedolliset puutteet koskevat kaloihin ja kalakantoihin kohdistuvia suoria tai epäsuoria pitkäaikaisia vaikutuksia. Epäsuorat vaikutukset liittyvät sekä veden laadun että biologisten muuttujien muutoksiin. Saatavissa olevat tutkimustulokset suspendoituneen kiintoaineen biologisista vaikutuksista sekä eri ympäristömyrkköjen vapautumisesta, leviämisestä, rikastumisesta ja niiden toksisista vaikutuksista yksilö- ja yhteisötasolla ovat usein epävarmoja ja puutteellisia - joskus jopa ristiriitaisia. Näiden kysymysten selvittämiseen pitäisi paneutua kemiallisin, toksikologisin, ekologisin ym. tutkimuksin.

On kohtuutonta vaatia, että ruoppaustöiden suorittajat seurantatutkimusten muodossa rahoittavat perustutkimusta. On kuitenkin tärkeää, että ruoppausten seurantatutkimuksissakin huomiota kiinnitetään todella merkittäviin kysymyksiin, jolloin tietopohia näiden osalta vähitellen laajenee käytännön tarpeita paremmin vastaavaksi. Tämän lisäksi tarvitaan korkeakoulujen ja muiden tutkimuslaitosten taholta enemmän määrätietoista ruoppausasioita koskevaa tutkimusta.

INVERKAN AV MUDDRINGSARBETEN PÅ KUSTOMRÅDENS TILLSTÅND OCH FISKERIHUSHÅLLNING

Sammanfattning

Bakgrund

Institutionen för biologi vid Åbo Akademi har på uppdrag av Väg- och vattenbyggnadsstyrelsen i Finland uppgjort en sammanställning av de nuvarande kunskaperna om effekterna av muddringsarbeten på kustområdets tillstånd och fiskerihushållning. Arbetet är baserat i huvudsak på undersökningar och forskning i Finland, men innehåller även en kort sammanfattning av internationell litteratur på området. På basen av de tillgängliga uppgifterna ges råd och riktlinjer beträffande handläggandet av muddringsärenden samt beträffande kontrollprogram och möjligheterna att minska och begränsa de negativa följderna av muddring och tippning av muddermassor.

Muddringsverksamheten är relativt omfattande i Finland, jämfört med de övriga Östersjöländerna. Det beror delvis på landets förhållandevis grunda kust och stora antal hamnar, samt i viss mån på en betydande landhöjning. Under perioden 1968-82 muddrades totalt 22 milj m^3 längs Finlands kuster. Till detta kommer ännu ett sannolikt mycket stort antal mindre muddringar i samband med fritidsbebyggelse och anläggandet av småbåts- och fiskehamnar. Muddringsverksamheten kan på goda grunder antas bibehållas på samma nivå inom den närmaste framtiden.

De viktigaste utförarna av muddringsarbeten är Väg- och vattenbyggnadsverket, som utför byggnad och underhåll av de statliga farlederna, samt kuststädernas hamninrättningar och industrier. De volymmässigt största muddrarna är Kotka, Helsingfors, Åbo och Uleåborgs stad.

Lagstiftning och bestämmelser rörande muddringsverksamhet

Muddringsverksamheten i Finland regleras i huvudsak av vattenlagen (VL 1:12-15, 1:19, 2, 4:5-6, 4:8). Lagen är dock i många avseenden löst formulerad och lämnar mycket utrymme för tolkningsmöjligheter.

Enligt vattenlagen har man rätt att utföra muddringar förutsatt att verksamheten inte orsakar i VL 1:12-15 nämnda förändringar av vattenområdet. Ett samlat kunskapsunderlag för bedömningen av muddringsverksamhetens biologiska skadeverkningar har dock hittills saknats. Någon allmän anmälningsplikt finns inte, varför muddringarna kan utföras i Finland utan att arbetets tillståndsplikt bedöms av de övervakande vattenmyndigheterna.

I de fall där vattendomstols tillstånd för muddring har ansökts har det även beviljats, vanligen med motiveringen att:

- verksamheten inte kan antas orsaka betydande och omfattande skadliga effekter på miljön
- muddring är nödvändigt för ett meningsfullt utnyttjande av vattenområdet eller fastighet på stranden
- nyttan av den planerade verksamheten är betydande jämfört med den skada, men eller övrig förlust av förmån som kan tänkas orsakas.

För muddring av de av Sjöfartstyrelsen fastställda officiella, statliga farlederna bör tillstånd enligt vattenlagen alltid beviljas emedan de bör anses nödvändiga för den allmänna nyttan.

I princip kunde tillstånd för muddring krävas för varje muddringsarbete, men en dylik tolkning av vattenlagen har inte tillämpats och kan heller inte anses ändamålsenlig.

Muddring och tippning av muddermassor på internationellt vatten eller utanför landets inre territorialgräns regleras av Östersjöavtalet och andra internationella avtal.

Miljökontroll vid muddringsarbeten

Av de totalt 228 muddringsarbeten beaktade i denna utredning ha effekterna på vattenmiljön undersökts i endast 29 fall. Något standardiserat kontrollprogram har inte tillämpats, varför såväl omfattningen som innehållet i dessa undersökningar kraftigt varierat och resultaten inte är helt jämförbara.

I regel har kontrollen innefattat mera eller mindre rutinartade vattenanalyser medan endast liten uppmärksamhet har fästs vid rent biologiska effekter. Ifrågavarande områden är ofta belastade av andra utsläpp eller föroreningskällor, detta faktum tillsammans med den ofta mycket stora naturliga variationen av många fysikalisk-kemiska parametrar medför att det vanligen varit svårt eller omöjligt att dra några allmängiltiga slutsatser beträffande sambandet mellan muddring och konstaterade förändringar (eller skenbara förändringar) i vattenmiljön.

I regel uppträder en grumling av vattenområdet, vilken dock är såväl lokalt begränsad som tämligen kortvarig. Effekterna av den förhöjda halten suspenderat material på individ-, populations- eller samhällsnivå har inte undersökts i Finland.

I samband med muddringsarbeten har vanligen även förhöjning av halterna kväve, fosfor och järn noterats. Även denna effekt förefaller vara kortvarig. Närsalterna binds snabbt till partikulärt material (speciellt fosfor) och tas upp av alger. Den förhöjda närsaltsnivån är i regel försumbar jämfört med övriga belastningskällor, och otillräcklig för att orsaka någon bestående eutrofiering eller försämring av vattenkvaliteten. Tillfälligt hög algproduktion har noterats.

En viss frigörning av till sedimenten bundna tungmetaller, främst kvicksilver, har även noterats vid muddring. Betydelsen och varaktigheten av dessa effekter är dock bristfälligt undersökt i Finland. En relativt snabb återgång till normal nivå förefaller ske, främst på grund av adsorption till suspenderat partikulärt material samt till järn- och manganhydroxider (bildas vid blandningen av anaeroba sediment med syrerikt ytvatten).

Några akuta biologiska effekter av frigjorda tungmetaller eller andra miljögifter har inte konstaterats i Finland. Höga halter av främst kvicksilver

har uppmätts i bl.a. gädda och olika bottenlevande evertetrater - men det är oklart huruvida detta är en direkt följd av muddringsarbeten. Det är sannolikt att även andra belastningskällor bidrar till denna anrikning.

De direkta biologiska skadeverkningarna berör främst den bottenlevande florin och faunan. Muddring, transport och tippning av muddermassor medför betydande mekanisk påverkan och stress. Organismers förmåga att överleva denna behandling varierar kraftigt, men sannolikt är att större delen av dessa samhällen förstörs helt. Återhämtningen av dessa områden efter tillfälliga störningar i form av muddring har studerats i mycket liten utsträckning i Finland. Bottenfaunans återkolonisering har studerats bl.a. i Resoviken. Ett naturligt samhälle i jämvikt etableras först efter 2-3 år. Beträffande fleråriga alger, typ blåstång (*Fucus*), har ett moget bestånd vuxit ut först efter 3-5 år.

Även effekterna på fisk och fiskerihushållning är bristfälligt undersökta i Finland. Detta gäller speciellt eventuella långtidseffekter orsakade av störd reproduktion, ynneluppväxt, vandringsmönster eller stimbeteende. På basen av fångststatistik synes muddringsarbeten främst påverka ryssjefisket av strömming, medan effekterna på nätfiske av annan fjällfisk är obetydliga (eventuellt naturlig variation). Grumlingen i samband med muddringsarbeten leder dock till ökad nedsmutsning av fiskeredskap, vilket minskar deras fångsteffektivitet och ökar fiskarnas arbetsinsats.

Internationella undersökningar

Effekterna av muddringsarbeten är förhållandevis lite undersökta i de övriga länderna runt Östersjön. Statens naturvårdsverk i Sverige har dock påbörjat ett projekt vars målsättning är att utarbeta råd och riktlinjer för behandlingen av muddringsärenden. För detta ändamål färdigställdes i slutet av år 1982 en sammanställning av de ekologiska bedömningsgrunderna för effekterna av dylik verksamhet. Projektet innefattar även andra delområden, bl.a. land-deponering, och aktuell lagstiftning i Sverige. Arbetet färdigställs under år 1983.

Även i USA har mycket omfattande studier av olika problemställningar i samband med muddringsarbeten utförts inom Dredged Material Research Program (DMRP).

Flora och fauna, hydrografiska m.fl. förhållanden i USA avviker dock kraftigt från de i Finland, varför resultaten från dessa undersökningar inte direkt kan tillämpas i Finland, men de är i många avseenden riktgivande och bör i brist på annat material beaktas.

Internationella undersökningar i samband med muddringar är i hög grad koncentrerade till problemställningar rörande olika miljögifters förekomst, frigörning och spridning.

Grumlingseffekten konstateras normalt vara av liten ekologisk betydelse. Grumling är ett naturligt och tämligen regelbundet förekommande fenomen, varför de flesta organismer kan antas vara anpassade till dylika förhållanden under kortare perioder. Den naturliga halten suspenderat material är 10-20 mg/l, i kustnära vatten tidvis upp till 50 eller 100 mg/l. Halter över 100 mg/l uppstår vid muddringsarbeten sällan inom större områden än 100-200 m från arbetsplatsen. Sålunda kan biologiska effekter orsakade av halter högre än ca 100 mg/l anses ha liten praktisk betydelse. Experimentella studier har visat att biologiska skadeverkningar, på t.ex. fiskrom och yngel, förekommer först vid halter på flera gram per liter. Dylika halter har inte noterats vid muddringsarbeten, vare sig i Finland eller i andra länder.

Risken för betydande försämring av syreförhållandena är obetydlig vid muddring i områden med gott vattenutbyte och under förutsättningen att sedimenten inte är kraftigt belastade med organiskt material. Vid muddring av anaeroba sediment med stort innehåll av organiskt material finns risk för frigörning av toxiska svavelväteföreningar, vilket kan leda till omfattande fiskdöd.

Vid normala muddrings- och tippningsarbeten, där sedimenten inte är kraftigt förorenade med tungmetaller, frigörs sannolikt inte biologiskt signifikanta mängder metaller för längre tid än några timmar. Vid hanteringen av kraftigt förorenade sediment finns risk för frigörning av tungmetaller i skadliga koncentrationer, men även i dessa fall synes snabbt avlägsnas från vattenmassan. Avgörande för eventuella biologiska skadeverkningar av tungmetaller är deras förekomstform, inte den totala koncentrationen. Många metaller förekommer i former som är biologiskt otillgängliga och kemiskt inaktiva. Frigörningen av samt de biologiska effekterna av dessa substanser bör studeras genom biotest.

Endast obetydliga mängder klorerade kolväten, PCB och oljeföreningar synes frigöras vid muddringsarbeten. Dessa miljögifter förekommer vanligen associerade till suspenderat material, och kan i sedimentationsområdet medföra skador på bottenfaunan.

Emedan de flesta miljögifter förekommer bundna till partikulärt material sker anrikning i biologiskt material endast i undantagsfall och i sådan omfattning att den ekologiska betydelsen är tveksam.

Det bör dock framhållas att problematiken i samband med tungmetallers och andra miljögifters förekomst, förekomstformer, spridningsmekanismer, toxiska effekter m.m. inte är tillfrädställande klarlagd. Akuta effekter såsom ökad dödlighet utgör inte alltid ett relevant mått på en substans potentiella skadeverkan. Subletala effekter, vilka ofta är svåra att påvisa och mäta, kan vara av minst lika stor ekologisk betydelse.

Effekterna på planktonorganismer, såväl växt- som djurplankton, förefaller vara små och snabbt övergående. Effekterna på bottenfaunan är däremot betydligt större och framför allt långvarigare. Återkoloniseringsförloppet samt mekanismer och faktorer som styr detta har undersökts på ett flertal håll. De ekologiska konsekvenserna av ställvis förstörd bottenfauna och flora är dock svåra att utvärdera. Lokalt påverkas sannolikt fiskfaunan, men om denna effekt är av sådan storleksordning att den har någon praktisk betydelse är tveksamt. Återkoloniseringen av störda bottenar kan underlättas genom att muddermassor tippas i områden med möjligast liknande botten som det muddrade materialet. Återhämtningen sker förmodligen även snabbare i sedimentationsbotten än på erosions- eller transportbottenar.

Kunskaperna om muddringsarbetens effekter på fiskfaunan förefaller vara mycket bristfälliga. För att i möjligaste mån undvika långtidseffekter bör muddring och tippning av muddringsmassor undvikas i områden som utgör viktiga lek- eller yngelproduktionsområden för ekonomiskt viktiga fiskarter, såsom strömming, sik, abborre, gädda, braxen, lax och öring. Skrämsелеffekter orsakade av grumling, buller och trafik i samband med muddringsverksamheten kan tidvis orsaka nedsatta fiskfångster, vilka bör ersättas.

Råd och riktlinjer för behandling av muddringsfrågor

På basen av tillgängliga undersökningsresultat har en tabell uppgjorts över väntade miljöeffekter vid muddring av olika typers botten. Denna tabell är närmast avsedd som riktgivande för planeringen av kontrollprogram. Det bör dock understrykas att varje muddringsarbete bör behandlas separat, och detaljerade kontrollprogram uppgöras utgående från de specifika lokala förhållandena. Möjligast långt gående samarbete med lokala fiskare, vattenägare och andra intressegrupper möjliggör i stor utsträckning att intresskonflikter kan undvikas.

Någon form av förhandsutredning om vatttområdets tillstånd samt utnyttjande är vanligen nödvändig, dels för riskbedömning och dels för planering av kontrollprogram samt som referensdata för utvärderingen av eventuella skadeverkningar.

Förhandsutredningen kan i många fall baseras på i området tidigare utförda undersökningar, och förutsätter inte alltid omfattande fältarbete el.dyl. Utredningen bör dock ge information om sedimentens sammansättning och eventuella föroreningar samt områdets utnyttjande för andra ändamål, vilka kan påverkas av det planerade arbetet.

Muddringsverksamhetens skadeverkningar på vattenmiljön kan i viss mån minskas genom lämpligt val av muddringsmetod och -tidpunkt samt val av tippningsområde. Dessa möjligheter begränsas dock i praktiken av praktiska och ekonomiska frågor. Vid valet av muddringstidpunkt bör perioder med aktivt yrkesmässigt fiske undvikas, liksom de viktigaste fiskarternas lek- och vandringsstider.

Valet av tippningsplats är av stor vikt främst vid deponeringen av mjuka muddermassor, speciellt då de är kontaminerade med någon typ av miljögifter. För att förhindra att det deponerade materialet blir en källa för kontinuerlig spridning av suspenderat material och till detta eventuellt bundna miljögifter bör muddermassorna placeras på en sedimentationbotten. Kraftigt förorenat material kan ytterligare täckas över med rent sediment. Deponering av förorenat material på land bör undvikas.

Förekomst av aquakultur, främst nätkasseodling av laxfiskar, i närheten av muddrings- eller tippningsområdet bör uppmärksammas med tanke på risken för anrikning av miljögifter.

Det rådande kunskapsunderlaget för bedömningen av muddringsverksamhetens biologiska effekter samt deras ekologiska betydelse är i många avseenden otillräckligt. Behovet av kompletterande såväl grundforskning som tillämpad forskning rörande muddringsfrågor bör kraftigt understrykas. Genom ändamåls- enligt utformade kontrollprogram med tyngdpunkt på specifika problemställningar bör fältdata och erfarenheter insamlas, samtidigt som experimentella studier (laboratorie- och fältförhållanden) utförs för att studera ekologiska frågeställningar av mera grundläggande natur. Här har såväl högskolor som andra forskningsinstitutioner en viktig uppgift att fylla.

EFFECTS OF DREDGING OPERATIONS ON THE AQUATIC ECOSYSTEM AND FISHERIES OF THE FINNISH COASTAL WATERS

Summary

During 1968-82 more than $22 \times 10^6 \text{ m}^3$ of material (sand suction included) was dredged along the Finnish coast. The reasons for relatively extensive dredging activity in Finland are the large number of harbours, the comparatively shallow coastal waters and the land upheaval. The land upheaval is 30-50 /100 a along the south coast, and maximally 90-100 cm /100 a in the northern Quark.

The dredging and disposal of dredged material cause drastic changes in the aquatic environment. These short-term or more permanent changes often affect the possibilities of using the area for other purposes, and thus lead to conflicts between different interests.

The environmental problems associated with the dredging and disposal of most sediments are largely related to the physical properties of the sediment. However, toxic heavy metals, pesticides, polychlorinated biphenyls (PCB's), oil, and excess nutrients are present in some sediments to such an extent that disposal of these sediments can present serious risks. Coastal and estuarine environments are extremely productive and provide suitable nursery grounds for commercial and amateur fishing; they also have considerable recreation value.

Identification of the problems associated with dredging activities and their ecological significance together with the development of techniques to solve these problems is still at an early stage of development in most countries. Thus there is no general agreement about how to deal with the problems in dredging and disposal nor about the need for, and form of, monitoring programmes.

The aim of this study is to summarize current knowledge of the hydrographical and biological effects of dredging operations on the coastal aquatic ecosystem, its structure and function, and fishing in the affected areas. The work is based mainly on results from research and monitoring studies in Finland. It also contains a short review of international research in this field,

mainly from countries around the Baltic, and from USA and Canada. Based on the available data, guidelines for planning monitoring programmes are given and discussed. The possibilities of reducing the negative effects of dredging and disposal are discussed.

Out of a total of 228 dredging operations contained in this report, the effects of this activity are studied in only 29 cases. The monitoring programmes vary considerably, and the results are not always fully comparable. Usually the programmes consist of chemical analyses in order to detect changes in water quality. Little attention has been directed towards biological parameters or the ecological consequences of detected changes.

The most obvious and immediate effect is the increased concentration of suspended material in the water column. This effect, however, seems to be geographically very limited and of short duration. An increase in plant nutrients (nitrogen and phosphorus) and in iron concentration is also usually observed. High primary production values are sometimes noted, but long-term eutrophication does not seem to take place. Somewhat higher concentrations of heavy metals, mainly Hg, have been demonstrated, but there are difficulties in relating this to dredging operations. The dredged area is often influenced by other sources of pollution.

The effects on fishing in the dredged area have been thoroughly studied in only five cases. The noise and traffic arising from dredging activities, the increased suspended material together with increased fouling of fishing gear have in some cases caused smaller catches, mainly of herring. Accumulation of heavy metals in fish has been demonstrated, mainly in pike but this is probably not due to dredging.

Extensive research on dredging effects has been conducted mainly in USA and Canada. Research concerning the environmental impact dredging and disposal seem to be sparse in the Baltic Sea area. Some results are available from Sweden, Denmark and FRG. These investigations deal to a large extent with problems associated with remobilization and bioaccumulation of various environmentally hazardous substances. In spite of considerable research the mechanisms and processes involved are not fully understood.

Major releases of toxic metals due to dredging activities have not been observed. The amount of pesticides redissolved in the water column during dredging also seems to be negligible. Statistically significant accumulation of heavy metals in the tissues of various organisms is usually not observed, and in those cases where it has been demonstrated the uptake was quantitatively marginal and of doubtful ecological significance.

Field documentation (case studies) and experimental work (biotests) have also been done in order to study the biological and ecological effects of high concentrations of suspended sediment, the probability of oxygen depletion and release of hydrogen sulphide (HS , H_2S) or plant nutrients from the sediment.

It is unlikely that there are any major ecological effects of typical suspended sediment conditions created in the water column by most dredging or disposal. These suspended material levels are lower than lethal levels, and exist for less than lethal exposure times for most organisms. Tissue accumulation of contaminants associated with particulate material seems to be the exception rather than the rule. Significant changes in the dissolved oxygen conditions are not likely with "clean" sediments and dredge spoil disposal in areas with good water exchange. The dredging and disposal of sediments rich in organic matter, e.g. sediments containing wood waste, can, however, cause serious oxygen depletion or even anaerobic conditions. Release of hydrogen sulphide is common in areas with reduced dissolved oxygen conditions. Hydrogen sulphide is toxic at low concentrations and might cause fish death.

The effects on algal production are usually small, and the increase in plant nutrients is mostly not sufficient to cause permanent eutrophication. Temporary algal blooms may occur. The effects on secondary production by zooplankton have been poorly investigated.

One of the major effects of dredging operations is the physical disruption of the ecosystem. The structure of benthic communities is usually drastically changed, or the flora and fauna totally destroyed. The recolonization of these disturbed areas and the re-establishment of natural equilibrium conditions often take several years. Areas where fish rear and migrate can also be seriously affected.

Based upon the results a table has been drawn listing the different environmental effects that may be expected from dredging different bottoms. This information can be used as guidelines in planning monitoring programmes. The monitoring programmes must, however, take into consideration all specific local conditions. Also negotiations with owners of the water areas, local fishermen and other concerned parties are strongly recommended.

The environmental impact of dredging operations can be minimized by selection of dredging time and method and disposal location. Reproduction and migration times for important fish should be avoided. The disposal place should be a sedimentation bottom, and contaminated material covered with "clean" sediment. The disposal of contaminated dredged material on land should be avoided because of the greater opportunities for the release of metals by sulphide oxidation.

The environmental effects of dredging activities seem to be of small ecological significance, but the potential risks associated with these operations have not been satisfactorily studied in relation to the specific conditions in Finnish coastal waters. Further research and case studies are needed.

Suomessa tehtyjen ruoppaustöiden ympäristövaikutuksia koskeva tutkimusaineisto työkohteittain:

Inkoon väylä:

- Selvitys Inkoon väylän ruoppaustöiden vaikutuksista veden laatuun ja kalastukseen. - Niinimäki, J. & Virtanen, A., Kala- ja Vesitutkimus Oy. 1981.
- Utredning om Ingå Fagervikens och det närbelägna vattenområdets utveckling, dess nuvarande tillstånd och fiskerihushållning. - Anttila, R., Kala- ja Vesitutkimus Oy. 1979.
- Inkoon voimalaitoksen vesistö- ja kalataloustarkkailu vuonna 1982. - Wartiovaara, J. & Tikka, J., Maa ja Vesi Oy. 1982.

Salo, Uskelanjoen väylä:

- Selvitys Uskelanjoesta ruopattavan lietteen koostumuksesta ja ruoppausten mahdollisista vaikutuksista Halikonlahden veden tilaan. - Jumppanen, K., Lounais-Suomen Vesiensuojeluyhdistys r.y. (L-SV). 1979.
- Loppuraportti Uskelanjoen ruoppausten vaikutuksista Halikonlahden veden tilaan. - Jumppanen, K., L-SV. 1980.
- Uskelanjoen ruoppausten vaikutusten kalataloudellinen tarkkailututkimus syksyllä 1979. - Sauvonsaari, J., Oy Vesi-Hydro Ab. 1980.

Kemiö, Norrlångvikin väylä:

- Selvitys Kemiön Norrlångvikistä ruopattavien massojen koostumuksesta ja ruoppauksen mahdollisista vaikutuksista vesialueen tilaan. - Jumppanen, K., L-SV. 1981.

Turun satama ja Pernon telakan väylä:

- Ravinteiden ja raskasmetallien liukeneminen veteen Raisionlahdesta ruopattavista sedimenteistä. - Jumppanen, K., L-SV. 1975.
- Lausunto Wärtsilä Oy:n Pernon telakkaa varten Raisionlahdessa tehtyjen ruoppausten ruoppausmassojen Pohjois-Airistolle suoritettujen läjitysten kalataloudellisista vaikutuksista. - Anttila, R. & Virtanen, E., Kala- ja Vesitutkimus Oy. 1976.

- Oy Wärtsilä Ab:n Pernon telakan väylän ruoppausten vaikutukset Raisiolahden ja Pohjois-Airiston tilaan ja veden laatuun. - Jumppanen, K., L-SV. 1977.
- Sataman ruoppaustutkimus, Turku. - Wartiovaara, J. & Pietiläinen, K., Maa ja Vesi Oy. 1970.

Uudenkaupungin väylät:

- Pohjasedimenttien raskasmetalleista Uudenkaupungin edustan merialueella. - Häkkilä, K., Vesihallituksen monistesarja 1980:45
- Lausunto Uudenkaupungin sataman eli Hepokarin väylän ruoppaustöiden vaikutuksista Uudenkaupungin lähivesien veden laatuun. - Jumppanen, K., L-SV. 1982.
- Selvitys Uudenkaupungin sataman eli Hepokarin väylän ruoppaustöiden vaikutuksista alueen kalatalouteen. - Gustafsson, E., 1982

Rauman väylä:

- Loppulausunto Rauman syväväylän ruoppausten vaikutuststen seurantatutkimuksista vuosina 1977-78. - Jumppanen, K., L-SV. 1981.
- Rauman väylän syventämisen kalataloudelliset vaikutukset. - Niinimäki, J., Kala- ja Vesitutkimus Oy. 1981.

Rauman kaupungin satama:

- Tutkimukset ja selvitys Petäjäksen kansanpuistoalueen, Holmingin telakan ja sataman asemakaavan toteuttamisen vaikutuksista merialueen virtaussuhteisiin ja veden laatuun. - Takatalo, S. & Korpela, J., Oy Vesi-Hydro Ab. 1977.

Pori, Tahkoluodon väylä:

- Tahkoluodon syventämishankkeen vesistö- ja kalatalous-selvitys. - Niinimäki, J. & Virtanen, A., 1981. Kala- ja Vesitutkimus Oy.
- Tahkoluodon väylän sedimenttitutkimus. - Virtanen, A., 1982. Kala- ja Vesitutkimus Oy.

Vaasan väylä ja satama:

- Vaasan laivaväylän ruoppauksen kalataloudellinen tarkkailu vuoteen 1980. - Kauppinen, V., 1980. Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto Oy.
- Vaasan laivaväylän ja satam-altaan ruoppauksen vaikutus merialueen veden laatuun vuosina 1979 ja 1980. - Salmela, K., 1981. Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto Oy.
- Fiskeriutredning angående effekterna av 1980 och 1981 års hammuddringar och kolhamnsuddringen i Vasa uthamn på Vasklot. - Axell, M-B. & Hudd, R., 1981. Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, Vasa fältstation.
- Vaasan laivaväylän ruoppauksen kalataloudellinen ennakkoselvitys. - Salmela, R. & Antila, P., 1977. Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto Oy.

Pietarsaaren väylä:

- Pietarsaaren väylän ruoppaus. Sedimenttitutkimus. - Pietiläinen, K., 1980. Maa ja Vesi Oy.

Kokkolan väylä:

- Kokkolan meriväylän ruoppaustutkimus. - Kuusela, J. & Silvola, P., 1976. Maa ja Vesi Oy.

Kokkolan satama:

- Yxpihlajan sataman tuloväylän ja satama-altaiden ruoppaustutkimus 1975-76. - Wartiovaara, J. & Pietiläinen, K., 1976. Maa ja Vesi Oy.

Raahen kaupunki:

- Ennakkoselvitys Raahen kaupungin veneväyläruoppauksen ruoppausmassojen ja ruoppausalueen veden ominaisuuksista. - Antila, P., 1973. Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto Oy.
- Raahen veneväyläruoppauksen tutkimustulokset. - Antila, P., 1974. Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto Oy.
- Raahen sataman sisäntuloväylälän puhdistusruoppauksen vaikutus merialueen veden laatuun. - Salmela, K., 1980. Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto Oy.

Oulun kaupunki:

- Oulun syväsataman ruoppauksen ennakkoselvitys pohja-sedimenteistä ja niiden vaikutuksesta. - Antila, P., 1972. Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto Oy (P-SV).
- Oulun syväsataman ruoppauksen seurantatutkimus ruoppaus-jaksolta I 1972-73. - Antila, P. & Meskus, E., 1973. P-SV.
- Oulun syväsataman ruoppaustutkimuksen tulokset. - Antila, P., 1975. P-SV.
- Tutkimus Oulun satama-aluetta 11.4 m väyläsyvyyteen ruo-pattaessa poistettavien maalajien välittömästä vaikutuksesta kalojen makuun. - Valtonen, T., 1972. P-SV.
- Lausunto Hartaanselän nippu-uittoväylän ruoppausmassoista ja pohjan laadusta Oulujokisuulla. - Kuusela, J. & Silvola, P., 1972. Maa ja Vesi Oy.
- Yhteenveto Hartaanselän esitutkimuksesta + analyysitulokset. - Antila, P., 1972. P-SV.
- Hartaanselän nippu-uittoväylän ruoppauksen seurantatutkimuksen tulokset Oulujokisuulla kesällä 1972. - Antila, P., 1973. P-SV.
- Oulujoen uittoväylän kuntoonpanosuunnitelmaan liittyvä kalatalousselvitys. - Niinimäki, J. & Virtanen, A., 1973. Kala- ja Vesitutkimus Oy.
- Rajahaudan venesataman ruoppauksen seurantatutkimus. - Salmela, K. & Alasaarela, E., 1979. P-SV.
- Vihreäsaaren joukkotavarasatama-altaan ruoppauksen vaikutus veden laatuun v. 1979-80. - Salmela, K., 1981. P-SV.

Kemin satama:

- Kemin syväsataman väylän ruoppauksen seurantatutkimus v. 1973 ja 1974. - Antila, P. & Meskus, E., 1973, 1974. P-SV.

Muut:

- Oulu-Kemi rannikkoväylän ruoppauksen seuraamistutkimuksen tulokset kesällä 1972. - Antila, P. 1973. P-SV.
- Suomenlahden uittoväylän kuntoonpanosuunnitelmaan liittyvä kalatalousselvitys. - Anttila, R. 1976. Kala- ja Vesi-tutkimus Oy.
- Lausunto Vesto Oy:n toimesta tapahtuvan hiekanoton kala-taloudellisista vaikutuksista. - Anttila, R., 1980. Kala- ja Vesitutkimus Oy.

- Kokemäenjoen suuosan sedimenttien raskasmetalleista ja elohopean joutumisesta jokiveteen ruoppausten yhteydessä.
 - Häkkilä, K., 1979. Turun Vesipiirin vesitoimisto.
- Pohjasedimenttien ja pohjaeläinten raskasmetalleista Porin edustan merialueella. - Häkkilä, K., 1980. Vesihallitus Tiedotus 190.
- Kokemäenjoen suuosan pengerrys- ja ruoppaushankkeen kalatousselvitys. - Niinimäki, J., 1979. Kala- ja Vesi-tutkimus Oy.
- Yhteenvetoraportti Kokemäenjoen alajuoksun ruoppauksen vesistövaikutusten tutkimuksista vuosina 1979 ja 1980. - Westerling, H. & Oravainen, R., 1981. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y.
- Kokemäenjoen järjestely. Suuosan pengerrys- ja ruoppaus-massojen happamoittavista vaikutuksista. - Kotilainen, H., 1981. Vesihallituksen monistesarja 1981:95.
- Ruoppauksen merkitys Kokemäenjoen kuormittajana. - Kotilainen, H., 1982. Vesihallituksen monistesarja 1982:113.
- Ali-Toipaa, T., 1974. Ruoppaustyöt. - Maansiirto 7(74).
- Bonsdorff, E., 1980. Macrozoobenthic recolonization of a dredged brackish water bay in SW Finland. - Ophelia, suppl. 1:145-155.
- Bonsdorff, E., 1981. In: Turun ympäristön merialueen kuormi-tuksen ja tilan kehityksestä 1970-luvulla. - Lounais-Suomen Vesiensuojeluyhdistys r.y.:n julkaisu 48:83-93.
- Lehtonen, H., Hildén, M., Ikonen, E. & Salojärvi, K., 1982. Ohjeet kalataloudellisten tarkkailu- ja velvoitetutkimusten suorittamiseksi. - Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, luonnos.
- Mannola, K. E., 1973. Allasläjitys ja lietteen selkeyttäminen imuruoppaustöissä. - Vesitalous 3/73.
- Mustonen, M-L., 1982. Ruoppausten vaikutuksesta pohjaeläimistöön Turun edustan merialueella. - pro gradu tutkielma, Turun Yli-opiston eläintieteellinen laitos. 64 s.
- Rajasilta, M., 1982. Laivaliikenteen vaikutukset kaloihin ja kalastukseen Saaristomerellä. - Tutkimusraportti, Turun Yli-opisto. 73 s. + liitt.
- Rönkkömäki, M., Ratilainen, M. & Lahti, S., 1980. Imuruoppaus-vesien selkeytysaltan mitoituksista ja tarkkailusta. - Oulun Yliopisto, Vesirakennustekniikan laitos, sarja A, julk. 6.

KIRJALLISUUSLUETTELO

- Ahlfors, A., 1980. Faunasuccessionen i muddertippningsområde i Hakefjorden på västkusten under 1976-78. - IVL Rapport B 533. 38 pp.
- Ali-Tolppa, T., 1974. Ruoppaustyöt. - Maansiirto 7(74).
- Aneer, G., 1979. On the ecology of Baltic herring - studies on spawning areas, larval stages, locomotory activity pattern, respiration, together with estimates of production and energy budgets. - Fil.dr. avhandling, Zoologiska inst., Stockholms univ., del 5. 72 pp.
- Asplund, J., 1979. Tungmetaller i naturligt vatten. - Statens naturvårdsverk. Liberförlag, Stockholm. 197 pp.
- Auld, A. H. & Schubel, J.R., 1978. Effects of suspended sediment on fish eggs and larvae: a laboratory assessment. - Est. Coast. Mar. Sci. 6:153-164.
- Axell, M-B. & Hudd, R., 1981. Fiskeriutredning angående effekterna av 1980 och 1981 års hamnmuddringar i Vasa uthamn på Vasklot. - Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, Vasa fältstation, moniste. 10 s. + liitt.
- Axelsson, V., 1974. Skaderisker vid muddringar i vattendrag. - UNGI Rapport 34:599-605.
- Becker, P.R. & al., 1975. General research plan for the field investigations of coastal dredged material disposal areas. - Misc. paper D-75-13, april 1975. U.S. Army Engineer
- Blomqvist, S., 1982. Ekologiska bedömningsgrunder för muddring och muddertippning. - Statens naturvårdsverk. SNV PM 1613. 113 pp.
- Bohlen, W.F., 1978. Factors governing the distribution of dredge-resuspended sediments. - Proc. 16th Coast. Eng. Conf., Am. Soc. Civil Engrs., Hamburg, 1978, pp. 2001-2019.
- Bonsdorff, E., 1980. Macrozoobenthic recolonization of a dredged brackish water bay in SW Finland. - Ophelia, suppl. 1:145-155.
- " 1981. In: Turun ympäristön merialueen kuormituksen ja tilan kehityksestä 1970-luvulla. - Lounais-Suomen Vesiensuojeluyhdistys r.y.:n julkaisu 48:83-93.
- Brannon, J.M., 1978. Evaluation of dredged material pollution potential. - Technical report DS-78-6, aug. 1978, U.S. Army Engineer Waterways Experimental Station, Vicksburg, Miss. 30 pp.

- Burks, S.A. & Engler, R.M., 1978. Water quality impacts of aquatic dredged material disposal (Laboratory investigations). - Technical report DS-78-4, aug. 1978, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss. 35 pp.
- Calmano, W. & Wellershaus, S., 1982. Dredging of contaminated sediments in the Weser estuary: chemical forms of some heavy metals. - Environ. Techn. 3:199-208.
- Cato, I., Olsson, I. & Rosenberg, R., 1978. Sediment, meiofauna och makrofauna i Askimviken. - Statens naturvårdsverk, SNV PM 1046. 90 pp.
- Chen, K.Y., Lu, J.C.S. & Sycip, A.Z., 1976. Trace metals in open water disposal of dredged material. - J. Waterw. Harb. Coast. Eng. Div., Proc. Am. Soc. Civil Engrs., 102:443-454.
- Decoursey, P.J. & Vernberg, W.B., 1975. The effect of dredging in a polluted estuary on the physiology of larval zooplankton. - Water Res. 9:149-154.
- Degerman, E., 1978. Effekter på bottenfaunan av muddertippning på en grund mjukbotten i Hakefjorden. - Rapport från Fiskeriintendenten i Västra distriktet. 33 pp.
- " 1979. Inverkan på fisk och bottenfauna 1.5 år efter avslutad muddertippning i Hakefjorden. - Rapport från Fiskeriintendenten i Västra distriktet. 38 pp.
- Degerman, E. & Rosenberg, R., 1981. Miljöeffekter orsakade av småbåtshamnar och småbåtar - en hjälpreda vid planering. - Statens naturvårdsverk, SNV PM 1399. 122 pp.
- de Groot, J.J., 1979. An assessment of the potential environmental impact of large scale sand dredging for the building of artificial islands in the North Sea. - Ocean management 5(1979):211-232.
- Diaz, R.J. & Boesch, D.F., 1977. Impact of fluid mud dredged material on benthic communities of the tidal James River, Virginia. - Technical report D-77-45, dec. 1977, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss. 38 pp. + app.
- Disalvo, L.H. & Guard, H.E., 1977. Assessment and significance of sediment-associated oil and grease in aquatic environments. - Technical report D-77-26, nov. 1977. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss. 45 pp.
- Eisma, D., 1981. Suspended matter as a carrier for pollutants in estuaries and the sea. - In: R.A. Geyer (ed.), Marine Environmental Pollution, 2. Dumping and mining, pp. 281-295. Elsevier Oceanography Series 27B. Elsevier Scient. Publ. Co., Amsterdam, Oxford & New York.

- Flemer, D.A., Dovel, W.L., Pfitzenmeyer, H.T. & Ritchie, D.E. Jr., 1968. Biological effects of spoil disposal in Cheaspeak Bay. - J. Sanit. Eng. Div., Proc. Am. Soc. Civil Engrs., 94:683-706.
- Flint, R.W. & Lorefice, G.J., 1978. Elutriate-primary productivity bioassays of dredge spoil disposal in Lake Erie. - Water Res. 14:1159-1163.
- Frenet, M., 1981. The distribution of mercury, cadmium and lead between water and suspended matter in the Loire estuary as a function of the hydrological regime. - Water Res. 15:1343-1350.
- Friberg, L., Piscator, M., Nordberg, G.F. & Kjellström, T., 1974. Cadmium in the environment (2nd ed.). - CRC Press Inc., Cleveland. 248 pp.
- Fulk, R., Gruber, D. & Wullschlegel, R., 1975. Laboratory study of the release of pesticide and PCB materials to the water column during dredging and disposal operations. - Contract report D-75-6, dec. 1975. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss. 45 pp.
- Förstner, U. & Whitman, G.T.W., 1981. Metal Pollution in the Aquatic Environment (2nd ed.). - Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg & New York. 486 pp.
- Gambrell, R.P., Khalid, R.A. & Patrick, W.H., Jr., 1980. Chemical availability of mercury, lead and zinc in Mobile Bay sediment suspensions as affected by pH and oxidation-reduction conditions. - Environ. Sci. Technol. 14:431-436.
- Gordon, R.B., 1974. Dispersion of dredge spoil dumped in near-shore waters. - Est. Coast. Mar. Sci. 2:349-358.
- Grassle, J.F., 1977. Slow recolonization of deep-sea sediment. - Nature 265:618-619.
- Gray, M.J., 1981. Manganese dioxide as an adsorbant for heavy metals. - Effluent Water Treatm. J. 21:201-203.
- Grimes, D.J., 1975. Release of sediment bound fecal coliforms by dredging. - Appl. Microbiol. 29:109-111.
- Grimwood, C. & McGhee, T.J., 1979. Prediction of pollutant release resulting from dredging. - J. Water Pollut. Contr. Fed. 51:1811-1815.
- Göthberg, A., 1978. Burförsök i samband med tippning av muddermassor i Galten, västra Mälaren 1974. - Statens naturvårdsverk, rapport. 3 pp. + app.
- Hafferty, A.J., Pavlon, S.P. & Hom, W., 1977. Release of polychlorinated biphenyls (PCB) in a salt wedge estuary as induced by dredging of contaminated sediments. - Sci. Total Environ. 8:229-239.

- Hasselroth, T.B. & Björklund, I., 1975. Undersökningar i samband med muddringsarbeten i Oskarshamns hamn 1973-74. - Statens naturvårdsverk, SNV PM 724. 6 pp. + app.
- Hasselroth, T.B. & Göthberg, A., 1974. The ways of transport of mercury to fish. - Proc. Int. Conf. Transp. Persist. Chem. Aquat. Ecosyst., Ottawa, Canada, pp. III:37-47.
- Herbes, S.E., 1977. Partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons between dissolved and particulate phases in natural waters. - Water Res. 11:493-496.
- Herbich, J.B., 1981. Dredging equipment and the effects of dredging on the environment. - In: R.A. Geyer (ed.), Marine Environmental Pollution, 2. Dumping and Mining, pp. 227-240. Elsevier Oceanography Series, 27B. Elsevier Scient. Publ. Co., Amsterdam, Oxford & New York.
- Hildebrand, E.E. & Blum, W.E., 1974. Lead fixation by iron oxides. - Naturwissenschaften 61:169-170.
- Hirsch, N.D. & al., 1978. Effects of dredging and disposal on aquatic organisms. - Technical report DS-78-5, aug. 1978. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss. 41 pp.
- Huang, J-C., 1974. Water-sediment distribution of chlorinated hydrocarbon pesticides in various environmental conditions. - Proc. Int. Conf. Transp. Persist. Chem. Aquat. Ecosyst., Ottawa, Canada, pp. II:23-30.
- Håkansson, L., 1981. Sjösedimenten i recipinetkontrollen - principer, processer och praktiska exempel. - Statens naturvårdsverk, SNV PM 1398. 242 pp.
- IAPH (International Association of Ports and Harbors), 1981. Special care measures for safe disposal of polluted dredged material in the marine environment. - The 12th Biennial Conference of IAPH, May 1981, Halifax, Canada. 63 pp.
- Jeane, G.S. & Pine, R.E., 1975. Environmental effects of dredging and spoil disposal. - J. Wat. Poll. Contr. Fed. 47(5):553-561.
- Jenne, E.A., 1968. Controls on Mn, Fe, Co, Ni, Cu and Zn concentrations in soils and water: the significance of hydrous Mn and Fe oxides. - In: R.F. Gould (ed.), Trace Inorganics in Water. Adv. Chem. Ser. 73:337-387. Am. Chem. Soc., Washington. D.C.
- Jerlov, N. & Kullenberg, B., 1954. Undersökning rörande spridning och avsättning av i vattnet suspenderat slam vid utstjälpning av muddar i Byfjorden våren 1953. - Sveriges Geologiska Undersökning, årsbok 48, ser. C 537(2):3-25.
- Jerénlov, A. & Åscell, B., 1975. The feasibility of restoring mercury contaminated waters. - In: P.A. Krenkel (ed.), Heavy Metals in the Aquatic Environment, pp. 299-309. Pergamon Press, Oxford, New York, Toronto, Sidney & Braunschweig

- Johansson, M., 1979. Undersökningar vid muddring i Oskarshamns hamn 1976-77. - Statens naturvårdsverk, SNV PM 1232. 49 pp.
- Johnston, D.W. & Wildish, D.J., 1981. Avoidance of dredge spoil by herring (*Clupea harengus*). - Bull. Environm. Contam. Toxicol. 26:307-314.
- Jones, G., 1981. Effects of dredging and reclamation on the sediments of Botany Bay. - Aust. J. Mar. Freshwater Res. 32:369-377.
- Jones, G. & Candy, S., 1981. Effects of dredging on the macrobenthic infauna of Botany Bay. - Aust. J. Mar. Freshwater Res. 32:379-398.
- Kaplan, E.H., Welker, J.R. & Kraus, M.G., 1974. Some effects of dredging on populations of macrobenthic organisms. - Fishery Bull. 72:445-480.
- Kaplan, E.H., Welker, J.R., Kraus, M.G. & McCourt, S., 1975. Some factors affecting the colonization of a dredged channel. - Mar. Biol. 32:193-204.
- Khalid, R.A. & al., 1977. Transformations of heavy metals and plant nutrients in dredged sediments as affected by oxidation-reduction potential and pH. Vol I: Literature review. - Contract report D-77-4, may 1977. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss. 190 pp.
- Kjørboe, T., Frantsen, E., Jensen, C. & Sørensen, G., 1981. Effects of suspended sediment on development and hatching of herring (*Clupea harengus*) eggs. - Est. Coast. Shelf Sci. 13:107-111.
- Kjørboe, T. & Møhlenberg, F., 1981. Dispersion of suspended material from an operating sand suction dredge in the Øresund (Denmark). - Vatten 37:303-309.
- Kohonen, T., 1973. Suomen rannikon läheisten merialueiden tila vuosina 1966-70. - Publ. of the Water Res. Inst. 8. 124 pp.
- Krizek, R.J. & Raphaelian, L.A., 1977. Fate of pesticides in bottom sediments during dredging and disposal cycle. - In: T.F. Yen (ed.), Chemistry of Marine Sediments, pp. 157-162. Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan.
- Laskowski-Hoke, R.A. & Bayliss, L.P., 1981. Dredged material evaluations: correlations between chemical and biological calculation procedures. - J. Water Pollut. Contr. Fed. 53(7):1260-1262.
- Lee, G.F., 1977. Summary of studies on the release of contaminants from dredge sediments on openwater disposal. - In: H.L. Golterman (ed.), Interaction Between Sediment and Freshwater, pp. 444-446. Proc. Int. Symp., Amsterdam. Dr. W. Junk B.V. Publ., The Hague.

- Lee, G.F. & al., 1975. Research study for the development of dredged material disposal criteries. - Contract report D-75-4, nov. 1975. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss. 337 pp. + app.
- Lee, G.F. & Jones, R.A., 1982. Assessing environmental impacts of open water disposal of dredged sediment. - World Dredg. Mar. Constr. :20-22.
- Lee, G.F. & Jones, R.A., 1982. Dredged material evaluations - correlations between chemical and biological evaluation procedures, Discussion. - J. Water Pollut. Contr. Fed. 54(6):406-407.
- Lee, G.F. & Mariani, G.M., 1977. Evaluation of the significance of waterway sediment-associated contaminants on water quality at the dredged material disposal site. - In: F.L. Meyer & J.L. Hamelink (eds.), Aquatic toxicology and Hazard Evaluation, pp. 196-213. Spec. Tech. Publ. 634, Am. Soc. Test. Mater., Philadelphia.
- Lee, G.F. & Plumb, R.H., 1974. Literature review on research study for the development of dredged material disposal criteria. - Contract report D-74-1, june 1974. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss. 131 pp.
- Lehmusluoto, P.O., 1968. Kasviplanktonin perustuotanto Helsingin edustan merialueella. - Limnologisymposium 1967: 31-42, Helsingfors.
- Lehtonen, H., 1981. Biology and stock assessment of Coregonids by the Baltic coast of Finland. - Finn. Fish. Res. 3:31-83.
- Lehtonen, H., Hildén, M., Ikonen, E. & Salojärvi, K., 1982. Ohjeet kalataloudellisten tarkkailu- ja velvoitetutkimusten suorittamiseksi. - Riista- ja Kalatalouden tutkimuslaitos, moniste
- Levings, C.D., 1982. The ecological consequences of dredging and dredge spoil disposal in Canadian waters. - National Research Council of Canada (NRCC), Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality, publ. 18130 of the Environmental Secretariat, Ottawa, Canada. 142 pp.
- Lindahl, O., 1977. Studies on the production of phytoplankton and zooplankton in the Baltic in 1976, and a summary of the results from 1973-76. - Medd. Havsfiskelab., Lysekil, nr. 220.
- Lindberg, S.E. & Harriss, R.C., 1974. Mercury-organic matter associations in estuarine sediments and their interstitial water. - Environ. Sci. Technol. 8:459-462.
- Lindberg, S.E. & Harriss, R.C., 1977. Release of mercury and organics from resuspended near-shore sediments. - J. Water Pollut. Contr. Fed. 49:2479-2487.

- Lockwood, R.A. & Chen, K.Y., 1973. Adsorption of Hg (II) by hydrous manganese oxides. - Environ. Sci. Technol. 11: 1028-1034.
- Mannola, K.E., 1973. Allasläjitys ja lietteen selkeyttäminen imuruoppaustöissä. - Vesitalous 3/73.
- Maurer, D., Keck, R.T., Tinsman, J.C. & Leathem, W.A., 1981a. Vertical migration and mortality of benthos in dredged material: Part I - Mollusca. - Mar. Environ. Res. 4:299-319.
- Maurer, D., Keck, R.T., Tinsman, J.C. & Leathem, W.A., 1981b. Vertical migration and mortality of benthos in dredged material: Part II - Crustacea. - Mar. Environ. Res. 5: 301-317.
- Maurer, D., Keck, R.T., Tinsman, J.C. & Leathem, W.A., 1982. Vertical migration and mortality of benthos in dredged material: Part III - Polychaeta. - Mar. Environ. Res. 6: 49-68.
- McCauley, J.E., Parr, R.A. & Hancock, D.R., 1977. Benthic infauna and maintenance dredging: a case study. - Water Res. 11:233-242.
- Mohr, A.W., 1975. Energy and pollution concerns in dredging. - J. Waterw. Harb. Coast. Eng. Div., Proc. Am. Soc. Civil Engrs., 101:405-417.
- Moldan, A., 1978. A study of the effects of dredging on the benthic macrofauna in Saldanha Bay. - South Afr. J. Sci. 74:106-108.
- Nathans, M.W. & Bechtel, T.J., 1977. Availability of sediment-adsorbed selected pesticides to benthos with particular emphasis on deposit-feeding infauna. - Technical report D-77-34, nov. 1977. U.S. Army Engineer Waterway Experiment Station, Vicksburg, Miss. 62 pp. + app.
- Neff, J.W. & al., 1978. Availability of sediment-adsorbed heavy metals to benthos with particular emphasis on deposit-feeding infauna. - Technical report D-78-42, aug. 1978. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss. 286 pp.
- Niemi, A. & Pesonen, L., 1974. Kasviplanktonin perustuotanto Suomenlahden trofia-asteen ilmentäjänä. - Luonnon Tutkija 78:1-4.
- Ohlin, B. & Vaz, R., 1978. Halter av metylkvicksilver och polyklorerade bifenylter (PCB) i fisk och musslor fångade i samband med muddringar vid Göteborg och Uddevalla. - Vår föda 1/78:1-23.
- Oliver, J.S. & al., 1977. Patterns of succession in benthic infaunal communities following dredging and dredged material disposal in Monterey Bay. - Technical report D-77-27. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss. 186 pp.

- Patrick, W.H., Jr., Gambrell, R.P. & Khalid, R.A., 1977. Physiochemical factors regulating solubility and bio-availability of toxic heavy metals in contaminated dredged sediment. - J. Environ. Sci. Health A12:475-492.
- Peddicord, R.K. & McFarland, V.A., 1978. Effects of suspended dredged material on aquatic animals. - Technical report D-78-29, july 1978. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss. 102 pp.
- PIANC, U.S. Technical Committee for Permanent Disposal of Dredged Material. - Proposed Position Paper, 20 april 1982. 51 pp.
- Rajasilta, M., 1982. Laivalikenteen vaikutukset kaloihin ja kalastukseen Saaristomerellä. - Tutkimusraportti, Turun Yliopisto. 73 pp. + app.
- Reisinger, K., Stoeppler, M. & Nurnberg, H.W., 1981. Evidence for the absence of biological methylation of lead in the environment. - Nature 291:228-230.
- Reuter, J.H. & Perdue, E.M., 1977. Importance of heavy metal-organic matter interactions in natural waters. - Geochim. Cosmochim. Acta. 41:325-334.
- Ritvanen, U., 1976. Veneily ja sen ympäristöhaitat. - Vesi-hallituksen julk. 106. 148 pp.
- Rohatgi, N. & Chen, K.Y., 1975. Transport of trace metals by suspended particulates on mixing with seawater. - J. Water Pollut. Contr. Fed. 47:2298-2316.
- Rosenberg, R., 1977. Effects of dredging operations on estuarine benthic macrofauna. - Mar. Pollut. Bull. 8:102-104.
- Rönkkämäki, M., Ratilainen, M. & Lahti, S., 1980. Imuruoppaus-vesien selkeytysaltaan mitoituksesta ja tarkkailusta. - Oulun Yliopisto, Vesirakennustekniikan laitos, sarja A, julkaisu no. 6.
- Saleh, F.Y., Lee, G.F. & Butler, J.S., 1978. Kepone and other selected chlorinated hydrocarbon pesticides and PCBs behaviour during hydraulic dredging of the James River near Hopewell, Virginia. - J. Environ. Sci. Health A13:261-294.
- Shephard, B.K., McIntosh, A.W., Atchinson, G.J. & Nelson, D.W., 1980. Aspects of the aquatic chemistry of cadmium and zinc in a heavy metal contaminated lake. - Water Res. 14:1061-1066.
- Seelye, J.G. & Hesselberg, R.J., 1982. Accumulation by fish of contaminants released from dredged sediments. - Environ. Sci. Technol. 16(8):459-463.
- Sly, P.G., 1977a. A report on studies of the effects of dredging and disposal in the Great lakes with emphasis on Canadian waters. - Scientific Series 77:1-38. Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario.

- Sly, P.G., 1977b. Some influence of dredging in the Great Lakes.
- In: H.L. Golterman (ed.), Interactions Between Sediments and Freshwater, pp. 435-443. Proc. Int. Symp., Amsterdam Dr. W. Junk B.V. Publ., The Hague.
- Snitz, F.L., Weber, W.J., Jr., Barney, J.L. & Posner, J.C., 1979. Effects of calcium and sediment concentrations on the release of metals and nutrients from dredge spoil dispersions.
- In: L.L. Marking & R.A. Kimerle (eds.), Aquatic Toxicology, pp. 322-341. Spec. Tech. Publ. 667, Am. Soc. Test, Mater., Philadelphia.
- Stein, W.C., Paris, D.F. & Baughman, G.L., 1978. Partitioning of selected polychlorinated biphenyls to natural sediments.
- Water Res. 12:655-657.
- Sternberg, R.W., Creager, J.S., Johnson, J. & Glassley, W., 1979. Stability of dredged material deposited seaward of the Columbia River mouth. - In: H.D. Palmer & M.G. Gross (eds.), Ocean Dumping and Marine Pollution, pp. 17-49. Dowden, Hutchinson & Ross, Stroudsburg, Philadelphia.
- Stickney, R., 1973. Effects of hydraulic dredging on estuarine animals studied. - World Dredg. Mar. Constr., July pp. 34-37.
- Stickney, R. & Perlmutter, D., 1975. Impact of intracoastal waterway maintenance dredging on a mud bottom benthos community. - Biol. Conserv. 7:211-226.
- Stoffers, P., Summerhayes, G., Förstner, U. & Patchineelam, S.R., 1977. Copper and other heavy metal contamination in sediments from the New Bedford Harbor, Mass.: a preliminary note. - Environm. Sci. Technol. 11:819-821.
- Swartz, R.C., Deben, W.A. & Cole, F.A., 1979. A bioassay for the toxicity of sediment to marine macrobenthos. - J. Water Pollut. Contr. Fed. 51:944-950.
- Sykes, J.E. & Hall, J.R., 1970. Comparative distribution of mollusks in dredged and undredged portions of an estuary, with a systematic list of species. - Fishery Bull. 68: 299-306.
- Taylor, J.L. & Saloman, C.H., 1968. Some effects of hydraulic dredging and coastal development in Boca Ciega Bay, Florida. - Fishery Bull. 67:213-241.
- Thorslund, A.E., 1975. Disposale of contaminated spoil in a stratified fjord - an example from the Swedish west coast. - Vatten 31:133-138.
- Wakeman, T.H., 1977. Release of trace constituents from sediments resuspended during dredging operations. - In: T.F. Yen (ed.), Chemistry of marine sediments, pp. 173-180. Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan.

Wang, L.K. & Leonard, R.P., 1976. Dredging pollution and environmental conservation in the United States. - Environ. Conserv. 3:123-129.

Waste Water Load and State of the Gulf of Finland, 5th Finnish-Soviet Symposium on the Gulf of Finland, Tvärminne, Finland 21-23.8.1979. - Finn. Mar. Res. No 247 (1980), 140 pp.

Vattenstyrelsen. Totalplan för vattenanvändningen i Sydvästra Finland. - Vesihallituksen julkaisuja 37, 1981.

Weppling, K. & Lindholm, T., 1981. Växtplanktonproduktionen i våra skärgårdsvatten som ett mått på vattenkvalitet. - Skärgård 2 (1981):14-17.

Westerlund, G., 1976a. Kvicksilverundersökning i samband med muddringsarbeten vid Svenska Cellulosa Aktiebolagets (SCA) Sulfitfabrik i Kramfors, 1975. - Statens Naturvårdsverk. Rapport, 4 pp. + app.

Westerlund, G., 1976b. Kvicksilverundersökningar vid Skutskärs hamn och angränsande vattenområden 1971-75. - Statens Naturvårdsverk. Rapport, 5 pp. + app.

Windom, H.L., 1972. Environmental aspects of dredging in estuaries. - J. Waterw. Harb. Coast. Eng. Div., Proc. Am. Soc. Civil Engrs., 98:475-487.

Windom, H.L., 1975. Water-quality aspects of dredging and dredge spoil disposal in estuarine environments. - In: L.E. Cronin (ed.), Estuarine Research, Vol. 2:559-577. Academic Press, New York, San Fransisco & London.

Windom, H.L., 1976. Environmental aspects of dredging in the coastal zone. - Crit. Rev. Environ. Contr., March 1976, pp. 91-109. CRC Press, Inc., Cleveland.

von Post, H., 1982. Landdeponering. Underlag f-r råd och riktlinjer för muddring och mudderdeponering. - Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning, rapport till Statens Naturvårdsverk. 66 pp.

Öhlund, E., 1980. Metoder och utrustning för muddring och tippning av muddermassor. - SNV PM 1245. 53 pp.

Ruoppaus- paikka	Ruoppauksen tarkoitus	Toimeksi- antaja	Vuosi	Ruopattu määrä m ³ ktr	Pohjan laatu	Ruoppaus- menetelmä	Ruoppaus- ajankohta	Läjitys- tapa	Vo:n lupa
Inkoo	hiillisatama ja väylä	Imatran Voima Oy ja TVL	1981-82	800.000	pehmeä moreeni kallio	imu- kauha-		läjitys- altaat sekä merelle	kyllä
Salo	veneväylän kunnossa- pito	TVL	1979	38.000	lieju savi siltti hiekkä	ketju- kauha	20.9-15.11	merelle	ei
Kemiö	satama ja tuloväylä	Lohja Oy ja TVL	1983	145.000	savi lieju hiekkä	ketju- kauha		merelle	haetaan
Turku/ Pansio	telakka ja tuloväylä	Valmet Oy	1978	160.000	savi lieju		24.4-31.6	merelle	kyllä
Turku/ Perno	"	Wärtsilä Oy	1975-76 1981	800.000 45.000	lieju savi		10.8-15.12 26.5-20.9	merelle	kyllä
Uusi- kaupunki	kulkuväylä	TVL	1979 1981	35.000	lieju savi siltti moreeni	kauha-	1.6-30.9	merelle	ei
Rauma	kulkuväylä	TVL	1977-81	280.000	moreeni kallio savi siltti hiekkä sora	kauha-	14.6-1.10 25.5-31.12 27.4-dec. 4.5-4.12 6.5-31.7	merelle	kyllä
Rauma	kulkuväylä	kaupunki ja Holming, Oy	1974-76	100.000	pehmeä	imu- ketju- kauha			

Olki- luoto	satama ja väylä	Teollisuus- den Voima Oy	1975	30.000				täyttöön ja merelle	kyllä
Pori/ Mänty- luoto	koeruoppaus	Wärtsilä Oy	1982	16.000	hiekkä	imu-		merelle	kyllä
Pori/ Tahko- luoto	kulkuväylä	TVL	1983	515.000	hiekkä sora moreeni	kauha- imu- (?)		merelle	haetaan
Kris- tiinan- kaupunki	hiillisatama	Pohjolan Voima Oy	1982	360.000	pehmeä louhikk.		19.4-	täyttöön	ei
Vaasa	satama ja väylä	kaupunki ja TVL	1977-79 1978-80	275.000 743.000	savi siltti	imu-	30.5-20.6 9.8-11.9 17.9-3.12 2-19.5 9.7-18.9 22.9-12.11	läjitys- altaat (teko- saari)	kyllä
Pietar- saari	satama ja väylä	TVL	1981	475.000		kauha-	13.7-4.12	merelle	kyllä
Kokkola	kulkuväylä	TVL ja kaupunki	1975-76	17.000 300.000	kallio moreeni hiekkä	kauha- imu-		maalle	ei
Kokkola	satama	Kemira Oy	1979-80				26.11-13.12 23.5-4.7		ei
Rahja	satama ja väylä	Kalajoen kunta ja TVL	1981-82	360.000	hieta moreeni	imu- kaivin- kone	kesä-elok.	merelle sekä läjitys- allas	ei
Raahe	kulkuväylä	kaupunki	1979-80	41.000		imu-	1.8-5.12	läj.allas	kyllä
Raahe	veneväylä	kaupunki	1973	123.000	hieta hiesu moreeni	imu-		maalle	kyllä

Oulun etelä-satama	satama-laaajennus	kaupunki	1970	1250.000		imu-ketju-kauha		maalle	kyllä
Oulun syvä-satama	"	"	1972-73	991.000	savi hiekka hieta	imu-		lajitysaltaat	kyllä
Oulu Hartaan-seikkä	nippuhinaus-väylä	Metsä-hallitus	1972-73	6.000	hieta hiekka kivi	kauha-	3.7-22.7 1.10-31.12	maalle	kyllä
Oulu Nuotta-saari	nippu-varasto-allas	Oulu Oy	1973	52.000		kauha-	9.7-4.12	merelle	kyllä
Oulu Hieta-saari	pienvene-satama	kaupunki	1973 1977	123.000		imu-		lajitysal- allas	kyllä
Oulu Raja-hauta	vene-satama	kaupunki	1978 1979	11.500		kaivu-kone	21.9-27.10 23.5-14.6	merelle	kyllä
Oulu Vihreä-saari	joukko-tavara-satama	"	1979	191.000		imu-	heinä-elok.	lajitysal- altaat	kyllä
Perämeri	nippu-hinausväylä	TVL	1975	19.400		imu-		"	kyllä
Oulu-Kemi	rannikko-väylä	TVL	1972	6.300	hiesu hieta			merelle	kyllä
Kemi/Ajos	kulkuväylä ja satama	TVL ja kaupunki	1973-74	667.000	hiekka hieta	ketju-kauha imu-	13.8-16.10 6.9-6.11 29.5-31.10	lajitysal- allas, maalle merelle	kyllä

Kiiminkijoki	kunnossapito	Vesi-hallitus	1978			kaivu-kone	talvella	maalle	kyllä
Olhavanjoki	"	"	1981			"	"	"	kyllä
Hiastinhaara	"	"	1981			"	"	"	kyllä
Pori/Kokemäenjoki	"	"	1979-80	150.000		imu-	7.11-5.12 7.5-24.10	lajitysal- altaat + Al ₂ O ₃	kyllä

Huoppaus- paikka/ Vuosi/ Toimeksi- antaja	Ennako- selvitys	Seurantatutkimusohjelma		
		Veden laatu	Sedimentti	Kalatalous
Inkoo 1981-82 Imatran Voima Oy, TVL	Veden laatu: - näkösyv., t ^o , pH, sähköjoht., O ₂ , sameus, kiintoaine, kok-P, kok-N - raskasmetallit Kasviplankton Perustuotanto Eläinplankton Pohjaeläimet Sedimentti Kalatalous: - kalasto - kalastus	1) - 7+9 hav.pist. - 1/5/10/15 m .. + 1 m pohjasta - näkösyv., t ^o , pH, sähköjoht., O ₂ , väri, sameus, kiinto- aine, kok-P, PO ₄ -P, kok-N, NO ₃ -N - läjitysalueesta: samata analyysit + öljy, Hg, Pb, Cr - perustuotantokyky: 0-2 m, 6 hav.pist.	1) Pohjaeläimet: - 9 hav.pist. + 4 linjaa - kerran/v. 3 vuoden välein - 7 hav.pist. 2 kertaa/v. 1982/83 Sedimentaatio: - keräilyastiat, 14 hav.pist. 10 m syv. + 1 m pohjasta 2 viikon jaksot - kuivapaino, org/ ep ^o org. aines, Hg, Pb, Cr - 6 kertaa 1982-83, toukokuu-heinäkuu jatkuvasti	1) Koekalastus: - 4 kertaa 1982-83 - 4 aluetta 1) Kalamerkintä: - 1973-74, hauki, lahna 1) Tiedustelu: - ammattikalastus - vapaa-ajan " Kirjanpitokalastus Makuhaitta ¹⁾ Ammattikalastus- tiedustelu: - pyynti- ja saalis- tiedot Pyydysten likaantu- minen
Salo 1979 TVL	Sedimentti: - ravinteet - raskasmetallit - niiden liukene- vuus veteen	- 5 hav.pist. kerran/kk. - pH, sähköjoht., O ₂ , sameus, kiinto- aine, kok-P, liuk-P, kok-N - perustuotantokyky - klorofylli a		Kirjanpito- kalastus: - 3-5 pH-/sivu- ammattikalastajaa Tiedustelu: - saalis, pyydysten likaantuminen

Kemiä 1983 TVL, Oy Lohja Ab	Sedimentti: - hapenkulutus - ravinteet, raskasmetallit ja niiden vapau- tuminen veteen - liettämiskokeet Kalatalous: - kalasto - kalastus	Suunnitteluvaiheessa	Suunnitteluvaih.	Sunnitteluvaih.
Turku/ Pansio 1978 Valmet Oy	Ei tehty	- 3 hav.pist. kerran/kk. - pH, sähköjoht., O ₂ , sameus, kiintoaine, kok-P, kok-N - sameuskartoitus 5-10 hav.pist. näkösyv., sameus, kiintoaine - läjitysalueella ei seurantaa	Pohjanäytteet: - 2 kpl. - kok-P, liuk-P, kok-N, Hg, Pb, Cr, Zn	Ei seurattu
Turku/ Perno 1975-76 Wärtsilä Oy	Sedimentti: - ravinteet, raskasmetallit ja niiden vapau- tuminen veteen	- 6 hav.pist. kerran/kk. - t ^o , pH, sähköjoht., O ₂ , väri, sameus, kiinto- aine, KMnO ₄ , kok-P, PO ₄ -P, kok-N, NH ₄ -N - läjitysalueella 5 hav. pist., sama ohjelma - sameuskartoitus, 10-20 hav.pist, 2 kert. näkösyv., sameus, kiinto- aine - perustuotantokyky - fek. streptokok.	Ei seurattu	Koekalastus: - biol. verkkosarja 5 kertaa 1975-76, 4 aluetta Tiedustelu: - ammatti- ja muu kalastus - saalistiedot Kirjanpitokalastus Pyydysten likaantumi- Makuhaitta Raskasmetallit: Hg, Pb

Olkiluoto 1975 Teollisuuden Voima Oy - Industriens Kraft Ab	3)	4)		
Pori, Mäntyluoto 1982 Wärtsilä Oy	Ei tehty	- 2 hav.pist., 2 kertaa - pH, sameus, Fe	Ei seurattu	Ei seurattu
Pori, Tahkoluoto 1983 TVL	Muuhin selvityk- siin perustuva selvitys: - virtausolosuht. - kuormitus - veden laatu - pohjan laatu - pohjan liimät - kalatalous: kalasto kalastus makutesti raskasmetallit kalantuotto - arvio ympäristö- vaikutuksista - suosituksia	Suunnitteluvaiheessa	Suunnitteluvaiheessa	Suunnitteluvaih.

Uusi- kaupunki 1979-81 TVL	Ei tehty	- 7 hav.pist., 3 kertaa/v - sameus, kiintoaine, kok-P - sameuskartoitus 2 kertaa - perustuotantokyky	Pohjanhytteet: - 1 hav.piste - ravinteet, raskas- metallit, fluoriidi	Ei seurattu
Rauma 1977-81 TVL	Veden laatu: - 10 hav.pist., 2 kertaa - O ₂ , sameus, kiinto- aine Sedimentaatio: - 7 hav.pist., 2 kertaa Kalatalous: - koekalustus - tiedustelu	- 10 hav.pist., kerran/kk. - t ^o , sameus, kiintoaine, raskasmetallit - perustuotanto: 3 hav.pist., kesä- syyskuu - kasviplankton bio- massa	Pohjanhytteet: - kuiva-ainepit., Hg, Pb, kok-P, liuk-P, kok-N, NO ₃ -N Sedimentaatio: - 7 hav.pist., 3 ker- taa - kerkilyastiat, 2 viikkoa 1 m poh- jasta - kuivapaino, hehk.- häviö Lietämisskoest	Kalastustiedustelu: - pyydykset, kalas- tuspaikat, saalis Kirjanpitokalastus
Rauma 1976-78 kaupunki/ Holming Oy	Kalatalousselvitys - lyhyt, ei omia kenttätutkim.	- 5 hav.pist. 2) 3 kertaa - pH, O ₂ , sähköjoht., KMnO ₄ , sameus, kiinto- aine, kok-P, kok-N, ligniini - perustuotantokyky - fek. streptokok.	Ei seurattu	Ei seurattu

Pori, Kokemäen- joki 1979-80 Vesi- hallitus	Ei tehty	<ul style="list-style-type: none"> - 6 + 28⁵) hav.pist. 6 kertaa/v., 1 m syv. - t⁰, pH, O₂, sähköjoht., väri, sameus, kiinto- aine, näkösyv., KHT, BHT₂, kok-P, kok-N, Fe, NaLS, kok-S/SO₄ - perustuotantokyky: 4 kertaa/v. 4-10 m - klorofylli a - muu tutkimus: Pongerry- ja ruoppaus- massojen happamoitta- vasta vaikutuksista. Ruoppauksen merkitys Kokemäenjoen kuor- mittajana. 	- Sedimenttien raskas- metallit ja elo- hopean joutumisesta veteen ruoppauksen yhteydessä.	Ei seurattu
Kristiinän- kaupunki 1982 Pohjolan Voima Oy	Ei tehty	<ul style="list-style-type: none"> - 5 hav.pist., kerran/vk., 1/4/10/15 m syv. - t⁰, pH, sähköjoht., sameus, kiintoaine - sameuskartoitus, kerran/vk. 	Ei seurattu	Ei seurattu

Vaasa 1979-80 kaupunki/ TVL	<p>Veden laatu:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Vaasan kaup. 1968 lähtien <p>Sedimentti:</p> <ul style="list-style-type: none"> - sikeytyminen - org./epäorg. aines - hapenkulutus - ravinteet - Hg <p>Kalatalous:</p> <ul style="list-style-type: none"> - kalastus- tiedustelu - koekalastus - kirjanpito- kalastus 	<ul style="list-style-type: none"> - 7 hav.pist., 2 kertaa/kk., 1/5 m + 1 m pohjasta - pH, O₂, sähköjoht., näkösyv., sameus, kiintoaine, kok-P, kok-N - läjitysalue: 4 hav. pist. + altaan yli- vuotovesi, 2 kertaa/ kk., kiintoaine, Fe, kok-P, org. aines - perustuotanto: ennen ruoppausta ja 2 kertaa työn aikana - näkösyv. päivittäin 50-500 m etäisyyd. 	<p>Sedimentaatio:</p> <ul style="list-style-type: none"> - 10 hav.pist. - haihd.häviö, hehk.jäännös 	<p>Koekalastus:</p> <p>Kirjanpitokalastus:</p> <ul style="list-style-type: none"> - 5-6 kpl. vuoteen 1984 <p>Tiedustelu:</p> <ul style="list-style-type: none"> - kalastuspaikat, - saalistiedot - pyydysten likaantuminen <p>Havaskokeet</p> <p>Makuhaitta</p>
Pietarsaari 1981 TVL	<p>Sedimentti:</p> <ul style="list-style-type: none"> - 4 näyt., org. aines, Fe, kok-P, kok-N, kok-C, vesipitois. - 2 näyt., PCB, DDT + yhdist., kloorat. hiili- vedyt, fenoolit, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Fe, Ni, Pb, Zn, Hg 	<ul style="list-style-type: none"> - 10 hav.pist., 2 kertaa/kk., 1/5 + 1 m pohjasta - pH, t⁰, O₂, sähköjoht., sameus, kiintoaine, kok-P, Fe - sameuskartoitus: 19 hav.pist., 2 kertaa/ vk., näkösyv. 50- 500 m etäis. - prustuotantokyky: 9 hav.pist., ennen ja 2 kertaa työn aikana 	Ei seurattu	Ei seurattu

Kokkola 1975-76 TVL ja kaupunki	Ei ole	- 8 hav.pist., 6 kertaa 1975-76 1/5 m syv. + 1 m pohjasta - t^0 , pH, O_2 , sähkö.joht., näkösyv., väri, sameus, kiintoaine, $KMnO_4$, hahd.häviö, hehk. jäljenn., kok-P, kok-N	Ei seurattu	Koekalastus: - 3 aluetta, heinä- kuu Kalastustiedustelu: - 20 kpl. olinkeino kalastajaa
Kokkola 1979-80 Kemira Oy	Ei ole	- raskasmetallit, 2 kert. - näkösyv. kerran/vk. - 3 hav.pist. kiinto- aine	Ei seurattu	Ei seurattu
Rahja 1981-82 Kalajoen kunta ja TVL	Ei ole	- t^0 , O_2 , pH, väri, kiinto- aine, kok-P, kok-N - ennen padon sulkemista työn aikana ja padon purkaisun aikana ja jälkeenpäin, yht. 7 kertaa	Ei seurattu	Ei seurattu
Raahe 1979-80 kaupunki	Sedimentti: - 4 hav.pist. - selkeytyminen, org.aines, Fe, kok-P Veden laatu: - 4 hav.pist., 1 m syv. + 1m pohjasta + puoli väliin - pH, O_2 , sähkö.joht. sameus, kiintoa. kok-P, Fe	- näkösyv. kerran/vk., linjat 100-800 m etäi- syydellä - vesinäytteet 2 kertaa/ kk., analyysit samat kuin ennakkoselv. - läjitysaltaan yli- vuotovesi: kiintoaine, kok-P, Fe	Ei seurattu	Tarvittaessa: - koekalastus - tiedustelu - havaskokeet

Raahe 1973 kaupunki	Sedimentti: - selkeytyvyys - hapenkulutus (BHT) - vaikutus happa- muuteen - ravinteet ja Fe Veden laatu: - 5 hav.pist. kerran - t^0 , O_2 , pH, sähkö. joht., KHT, sameus, kiinto- aine, kok-P, kok-N Perustuotantokyky	- 5 hav.pist., O-tutkim. + 3 seurantaa - t^0 , O_2 , pH, sähkö.joht., väri, KHT, sameus, kiintoaine, kok-P, kok-N, Fe	Ei seurattu	Ei seurattu
Oulun etelä- satama 1970 kaupunki	Ei ole	- 5 hav.pist., 6 kertaa - t^0 , O_2 , pH, sähkö.joht. kok-P, kok-N, Hg - 5 ilmakuvausta - enterokokk.	Ei seurattu	Ei seurattu

Oulun etelä- ja Sijy- satama 1972-73 kaupunki	Sedimentti: - 4 hav.pist. - maalaajl, vesi- pitola., org. aines, kok-P, liuk-P, kok-N, S, Fe, Hg - vaikutus perus- tuotantoon, haponkulutukseen happamuuteen Solkeytymiskoe Vaikutus kalojen makuun Hg rikastuminen kaloissa	- 9 hav.pist., 1-2 kerta/kk. - pH, O ₂ , sähkö.joht., kok-P, kok-N, S, Fe, Hg - sameus, kiintoaine, laskeutuvuus (2 h) - perustuotantokyky	Sedimentaatio: - keräilyastiat - haihd.häviö, hehk.jäänn., kok-P, kok-N, Hg	Elohopean rikastu- minen kaloihin ja vaikutus kalojen makuun
Oulun Hartana- selkä 1972-73 Metsä- hallitus	Sedimentti: - 4-5 näyt. - maalaajl, vesipit. org. aines, kok-C kok-P, liuk-P, kok-N, S, Fe, Hg - tarvittaessa vaikutus kaljen makuun - vaikutus perus- tuotantoon ja happitasapain. sekä happamuu- teen Pohjaeläimistö - 4-5 hav.pist.	- 5 hav.pist. - pHvittäin: pH, O ₂ , sähkö.joht., sameus, kiintoaine - kerran/vk. : KMnO ₄ , kok-P, kok-N, Fe, S - perustuotanto, kerran/vk.	Sedimentaatio: - 3-5 hav.pist.	Ei seurattu

Oulun Nuottasaari 1973 Oulu Oy	Ei ole	- 9 hav.pist., ennen ja 4 kertaa työn aikana, 1/3/6/9 m syv. - t ^o , pH, O ₂ , sähkö.joht., sameus, kiintoaine, KHT, kok-P, kok-N, Fe	Ei seurattu	Ei seurattu
Oulun Hietasaari 1973 1977 kaupunki	Ei ole	- 5 hav.pist., 1 m syv. - t ^o , pH, sähkö.joht., sameus, kiintoaine, kok-P, kok-N	Ei seurattu	Ei seurattu
Oulun Rajahauta 1978-79 kaupunki	Ei ole	- 8-10 hav.pist., kerran/vk., 1 m/vesi- patsaan puol.väl./ 1 m pohjasta - t ^o , pH, sähkö.joht., nikkösyv., sameus, kiintoaine, kok-P	Ei seurattu	Ei seurattu
Oulun Vihreäsaari 1979-80 kaupunki	Veden laatu: - 5 hav.pist. - pH, sähkö.joht., O ₂ , sameus, kiintoaine, kok-P, Fe Sedimentti: - 4 näyt., - laskeutuv. (2h) org. aines, kok- P, kok-N, Hg	- veden laatu 2 kertaa/ kk. kuten ennakkoselv. - nikkösyv. kerran/vk. - läjitysaltaan yli- vuotovesi: kiintoaine, kok-P	Ei seurattu	Tarvittaessa: - tiedustelu, - koekalastus - makuhaitta

Perämeren nippuhinaus vähylä 1975 TVL	Ei ole	- sameuskartoitus pH:mittaaminen ylä- ja alavirran suuntaan, - näkösyvyys ja kiintoaine	Ei seurattu	Ei seurattu
Oulu-Kemi 1972 TVL	Ruoppausmassojen laskeutumis- ominaisuudet Veden laatu: - perustuotanto- kyky - kasviplankton - eläinplankton Sedimentti: - pohjaeläimet - vesipitoisuus, org. aines, kok- C, kok-P, kok-N, S, Hg	- ennen ja jälkeen + 3 kertaa työn aikana - pH, sähkö. joht., O_2 , sameus, kiintoaine, laskeutuv., $KMnO_4$, kok-P, kok-N, Fe, S, Hg - perustuotantokyky	Sedimentaatio: - keräilyputket, - 3 hav. pist. + 1 vertailu - määrä ja koostumus	Ei seurattu
Kemi/Ajos 1973-74 TVL	Sedimentti: - org. aines, kok-C kok-P, kok-N, S, Hg Kalatalous: - kalasto - kalastus (määrä, pyydykset, paikat, saalis)	- 8 hav. pist., 2 kertaa/kk. sameus, kiintoaine, Fe - 1 hav. pist. + vertailu kerran/kk., $t^{\circ}O_2$, sähkö. joht., väri, sameus, kiintoaine, $KMnO_4$, kok-P, kok-N, Fe - näkösyv., 2 kertaa/vk. 16 hav. pist.	Sedimentaatio: - työn aikana n. 2 viikon välein	Ei seurattu

Kiiminki- joki 1979-80 Vesi- hallitus	Ei ole	- ennen ruoppausta ja työn aikana 2 kertaa/ kk, 6 hav. pist. - pH, O_2 , sähkö. joht., väri, sameus, kiinto- aine, KHT, Fe, lasketu vuus (2h), kok-P, kok-N, BHT ₇	Ei seurattu	Ei seurattu
Oihavanjoki 1981 Vesi- hallitus	Ei ole	- 4 hav. pist., ennen ja jälkeen + työn aikana 2 kertaa/kk. - O_2 , pH, sähkö. joht., väri, sameus, kiinto- aine, COD, kok-P, PO_4 -P, kok-N, NO_3 -N, NH_4 -N, Cl, Fe	Ei seurattu	Ei seurattu
Hästini- lahti 1981 Vesi- hallitus	Ei ole	- 3 hav. pist. muuten kuin edellinen	Ei seurattu	Ei seurattu

- 1) kuuluu Imatran Voima Oy:n voimalaitoksen velvoitetarkkailuun vuodesta 1972 alkaen
- 2) kuuluu Rauman edustan merialueen yhteistarkkailuohjelmaan (Lounais-Suomen Vesiensuojely-yhdistys r.y.)
- 3) Merentutkimuslaitoksen ympäristöohjelman puitteissa
vesinäyte 4 kertaa vuodessa vuodesta 1972 alkaen
- 4) tehdään voimalaitoksen jäähdytysvesien vaikutusten seurantaohjelman yhteydessä
- 5) kuuluu Porin edustan merialueen yhteistarkkailuohjelmaan

Ruoppauksen seurantaohjelma, Norrköping, Ruotsi

Sedimenttitutkimukset:

- ruoppaustyön päätyttyä
- 9 kpl. sedimenttinäytettä
- raskasmetallimäärityksiä 0-30 cm syv.,
Hg, Cd, Cr, Cu, Zn, Pb
- PCB määrittäminen

Veden laadun seuranta:

- samennuskartoitus kerran/vk. 11 hav.pist.
- mittaukset pintavedessä sekä joka toisen metrin
syvyydessä pohjaan saakka
- jatkuva sameusmittaus määrättyjen linjojen pitkin
2 kertaa 0.5 m sekä 3 m syvyydessä
- elohopeamääritykset vedestä ennen työn aloittamista
sekä tarvittaessa myöhemmin, 4 hav.pist,
1 m syv. sekä pohjan yläpuolella

Pohjaeläintutkimukset:

- pehmeiden pohjien eliöstö ruoppaus- ja
lajitusalueella, lähinnä Itämerensimpukka (*Macoma
balthica*)
- elohopeamääritykset joka 5 viikko 3:lla hav.pist.
ennen työn aloittamista sekä vähintään 2:lla
pisteellä työn aikana
- elohopea- ja kadmiummääritykset alueelle uudelleen
asettuneista eliöistä
- sumputuskokeet sinisimpukalla, elohopeamääritykset
joka 5 viikko

Kalatutkimukset:

- elohopean ja kadmiumin rikastuminen haussa,
ahvenessa ja mateessa (1-, 2- ja 3-vuotiset),
kerran/v. 3 vuoden aikana
- sumputuskokeet 2-3 kertaa, elohopeamääritykset

Ruoppauksen seurantaohjelma, Oskarshamn, Ruotsi

- satama ja väyläruoppaus 1976-77, n. 70.000 m³
imu- ja kauharuoppaus

Sedimenttitutkimukset:

- ruoppaus- ja lajitusalueella 2+2 hav.pist.
- kuivapaino, hehkutushäviö
- raskasmetallit, Hg, Cd, Pb, Cu, Cr, Co, Zn,
Fe och Mn

Veden laadun seuranta:


- 7 hav.pist. kerran/vk. sekä ennen työn aloittamista
ja työn päätyttyä
- 0.5 m syv. sekä 0.5 m pohjasta
- t^o, pH, sähkönjohtavuus, näkösyvyys,
sameus, kiintoaine, O₂, suolapit.
- raskasmetallit kuten sedimenttitutkimuksessa


Biologiset muuttujat:

- plankton, päällyskasvusto ja pohjaeläimistö 2 kertaa
- raskasmetallien rikastuminen päällyskasvustoon
sekä kirjoloheen ja sinisimpukkaan (sumputuskokeet)
3 kertaa
- perustuotantomääritykset, 2 kertaa 4:llä hav.
pisteellä

Oheisessa liitteessä on karttapiirustuksia tärkeimmistä ruoppauskohteista Suomen rannikolla vv. 1968-82. Karttoihin on merkitty laivaväylät, ruoppaus- ja läjitysalueet sekä erilaiset näytteenottopisteet. Näiden tarkoista sijainnista viitataan kuitenkin ruoppausten toimeksiantajiin (liite 1) sekä seurantatutkimusten suorittajiin (luettelo Suomessa suoritettujen ruoppaustöiden vaikutuksia koskevasta tutkimusaineistosta).

Merkkien selitykset:

R,  Ruoppausalue tai -kohde

L,  Läjitysalue

● Näytteenottopiste

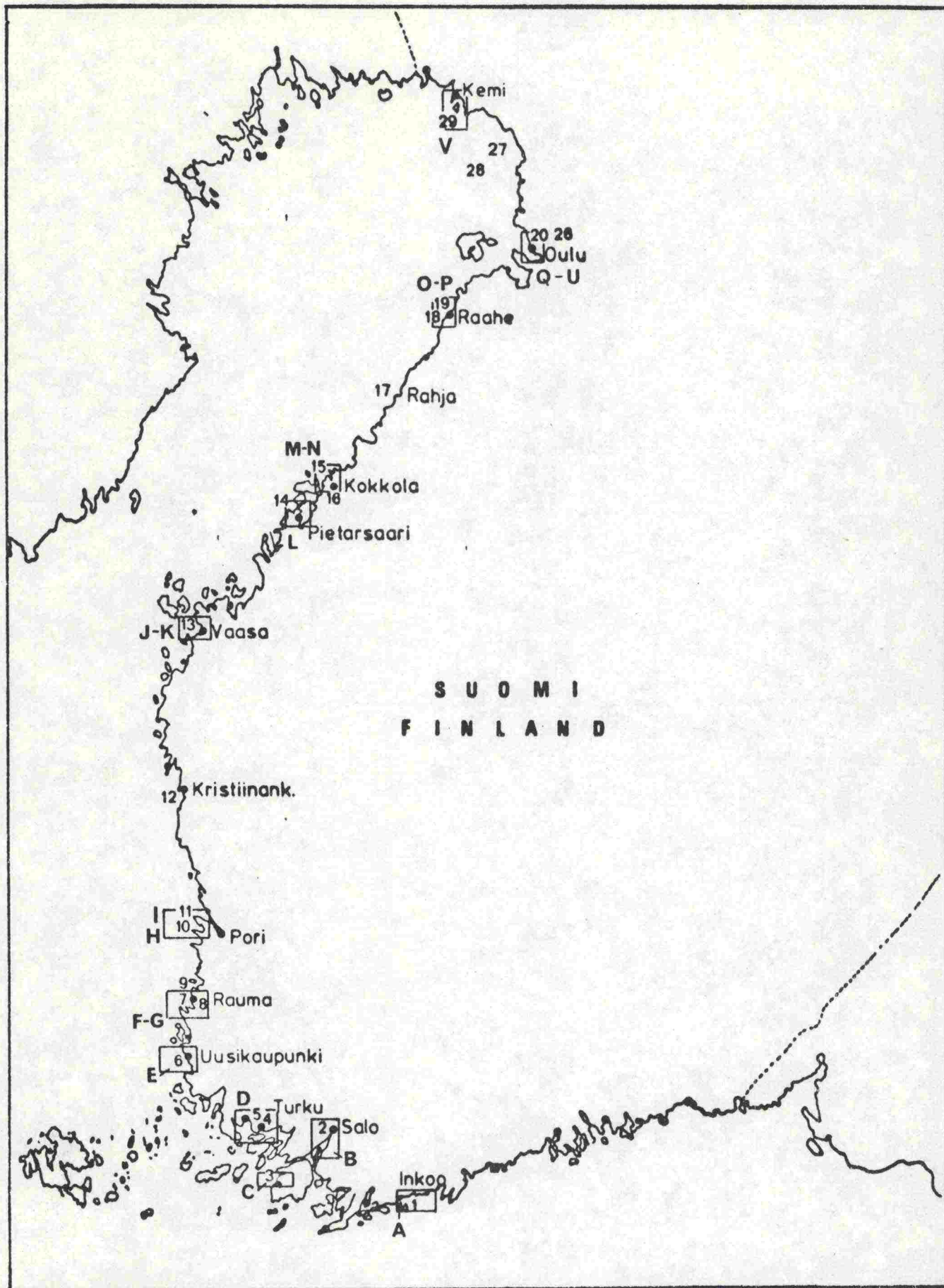
■ Sedimenttinäytteenottopiste

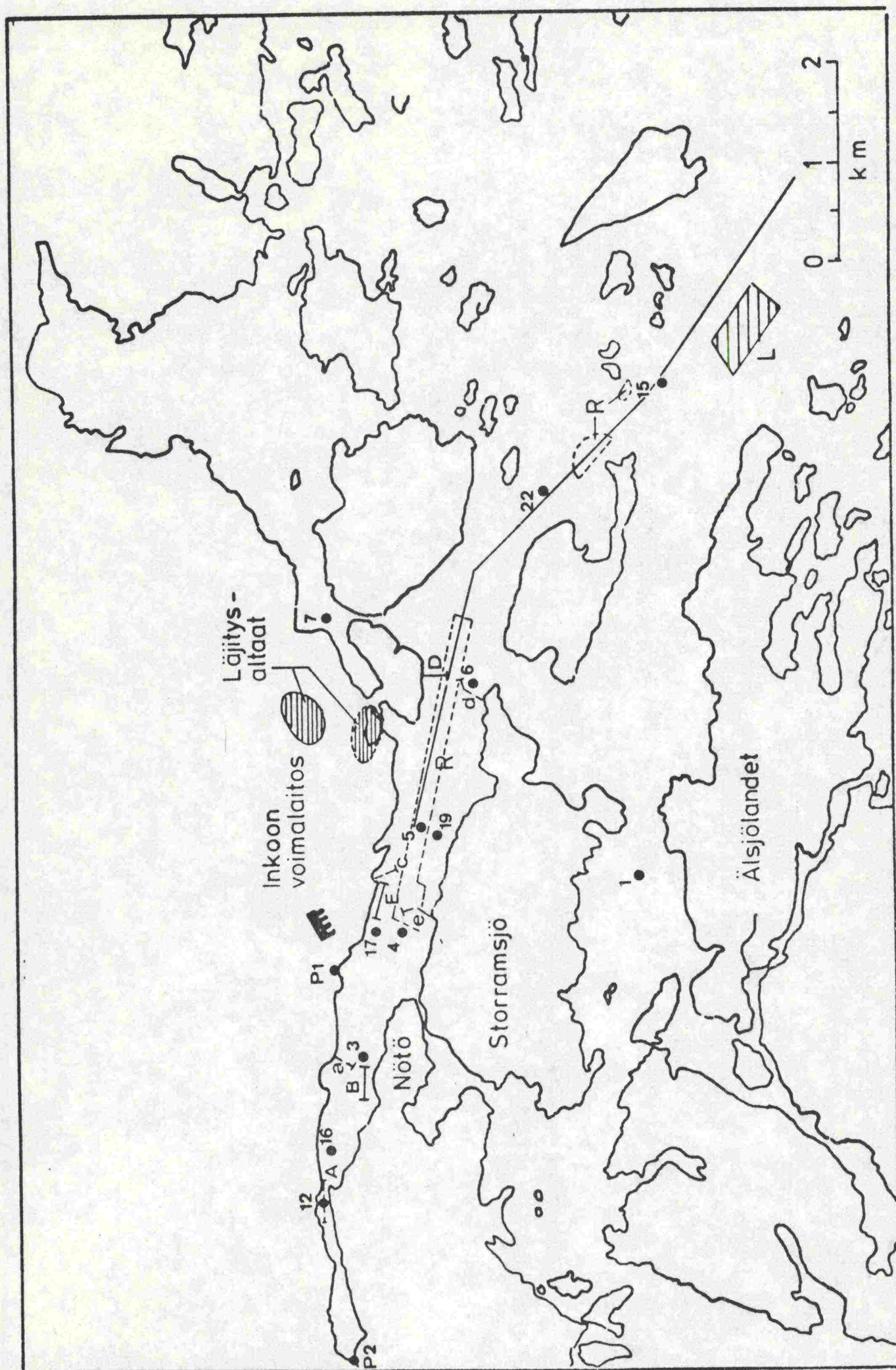
▼ Sedimentaatiotutkimuspiste

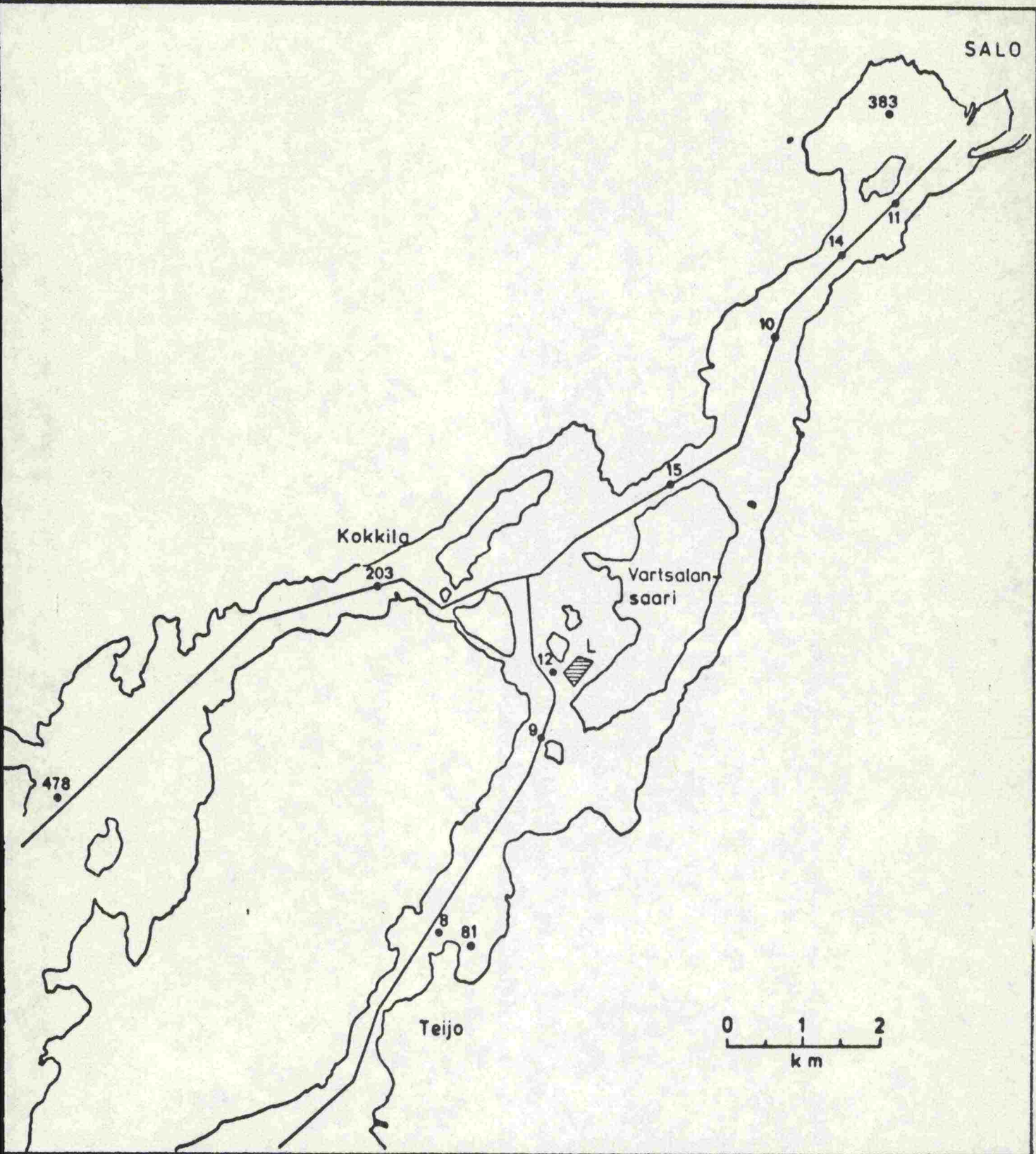
○ Samennuskartoituspiste

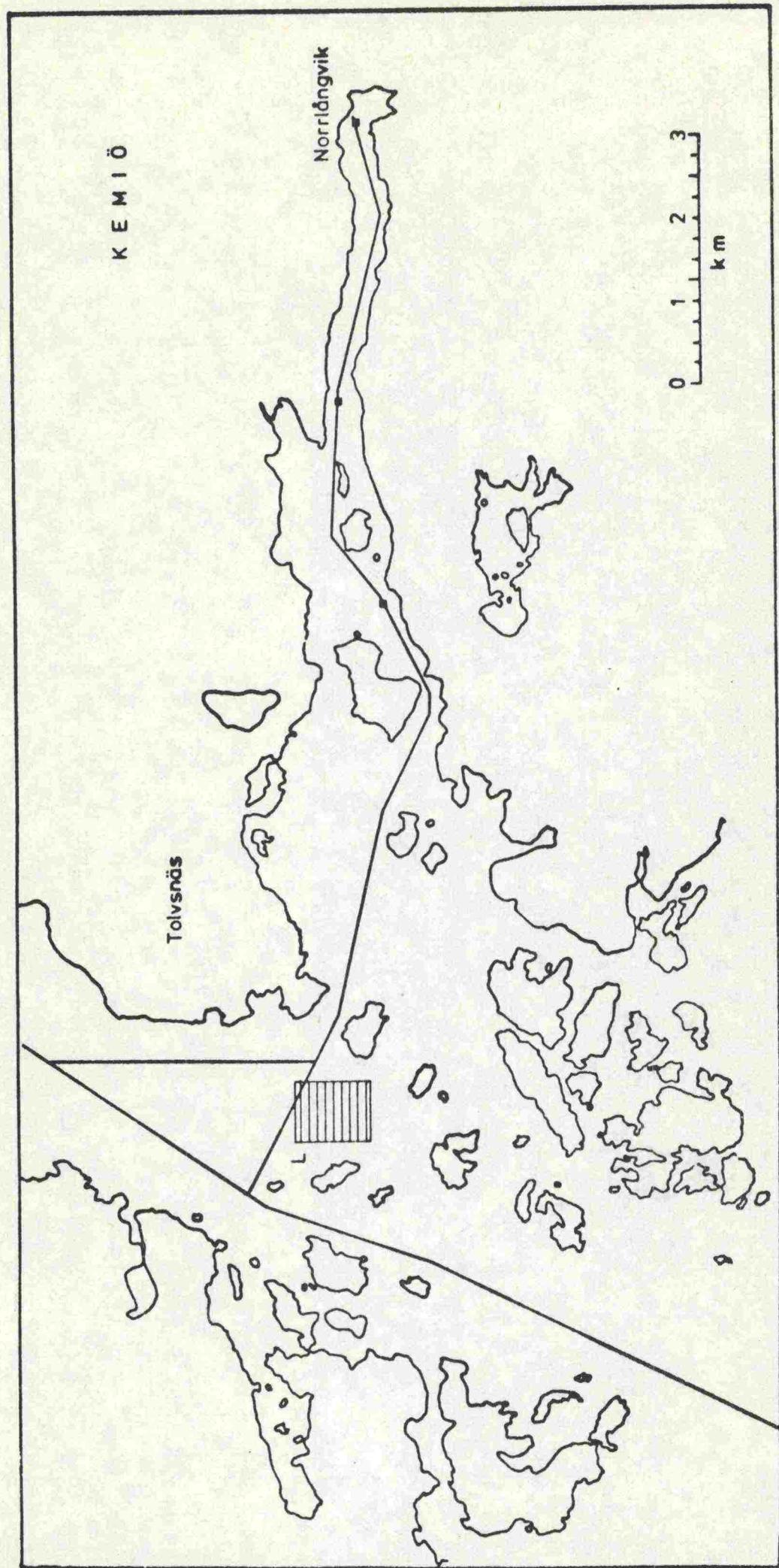
┌─┐ Koekalastusalue

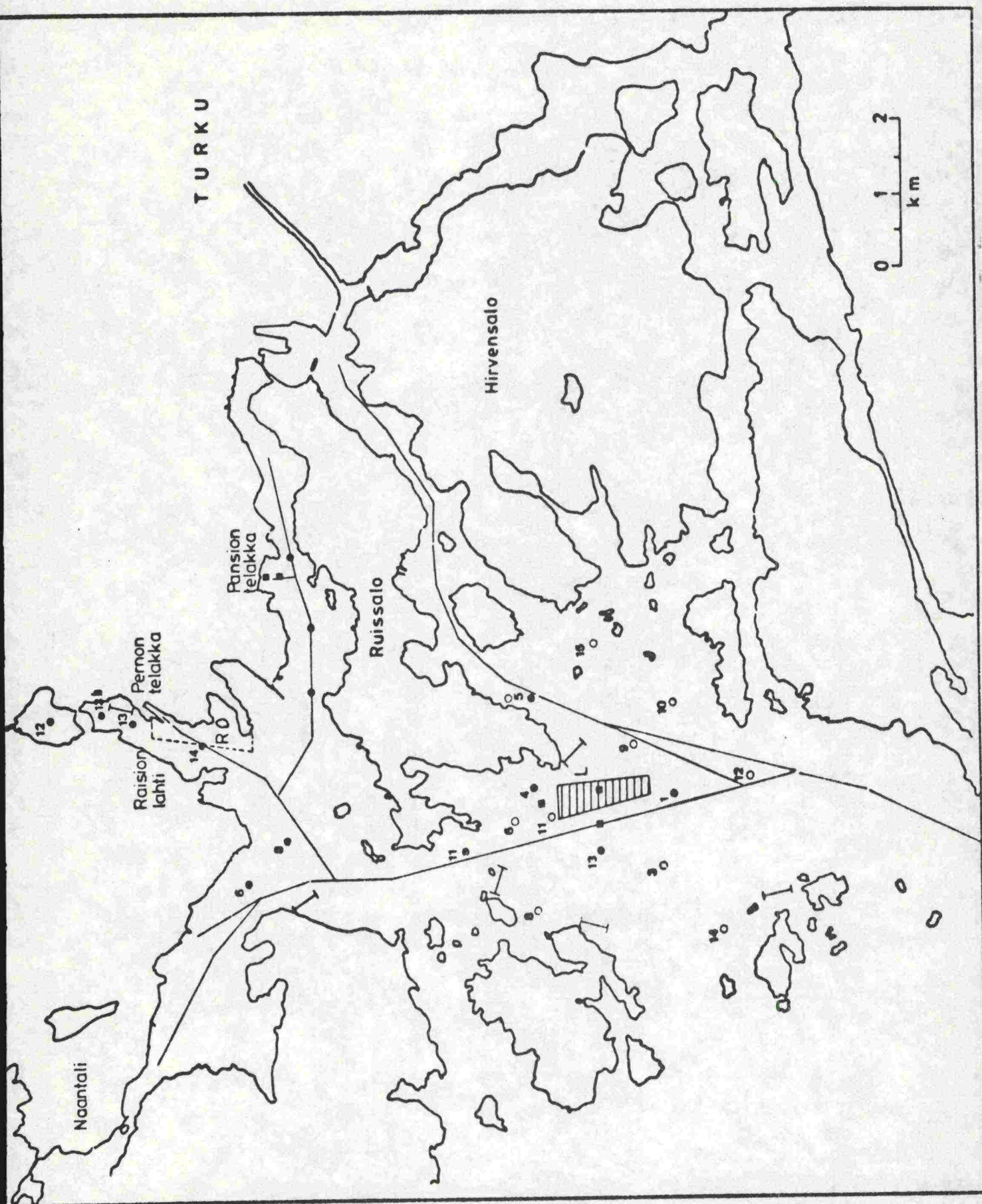
┌─┐ Pohjaeläin-näytteenottolinja

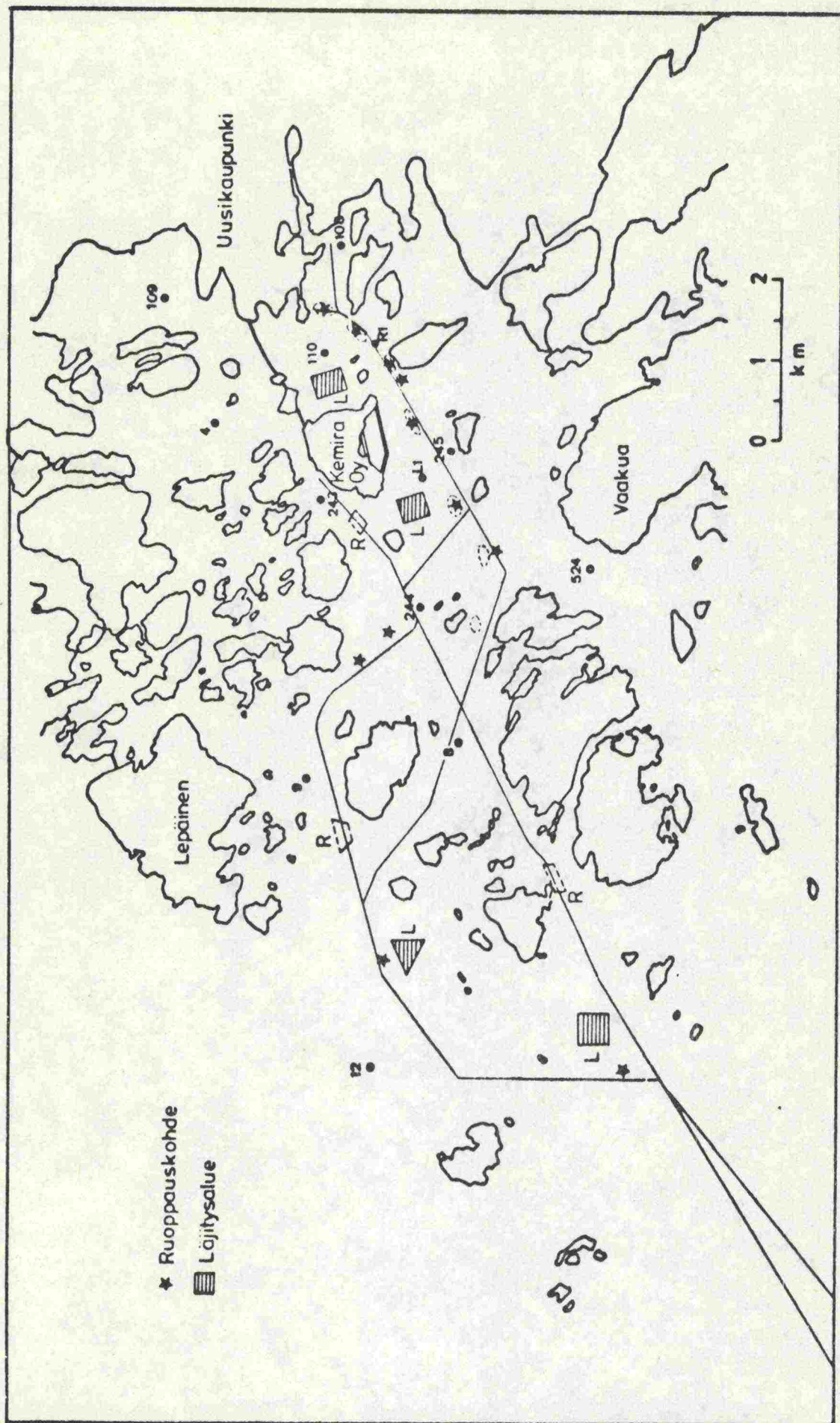


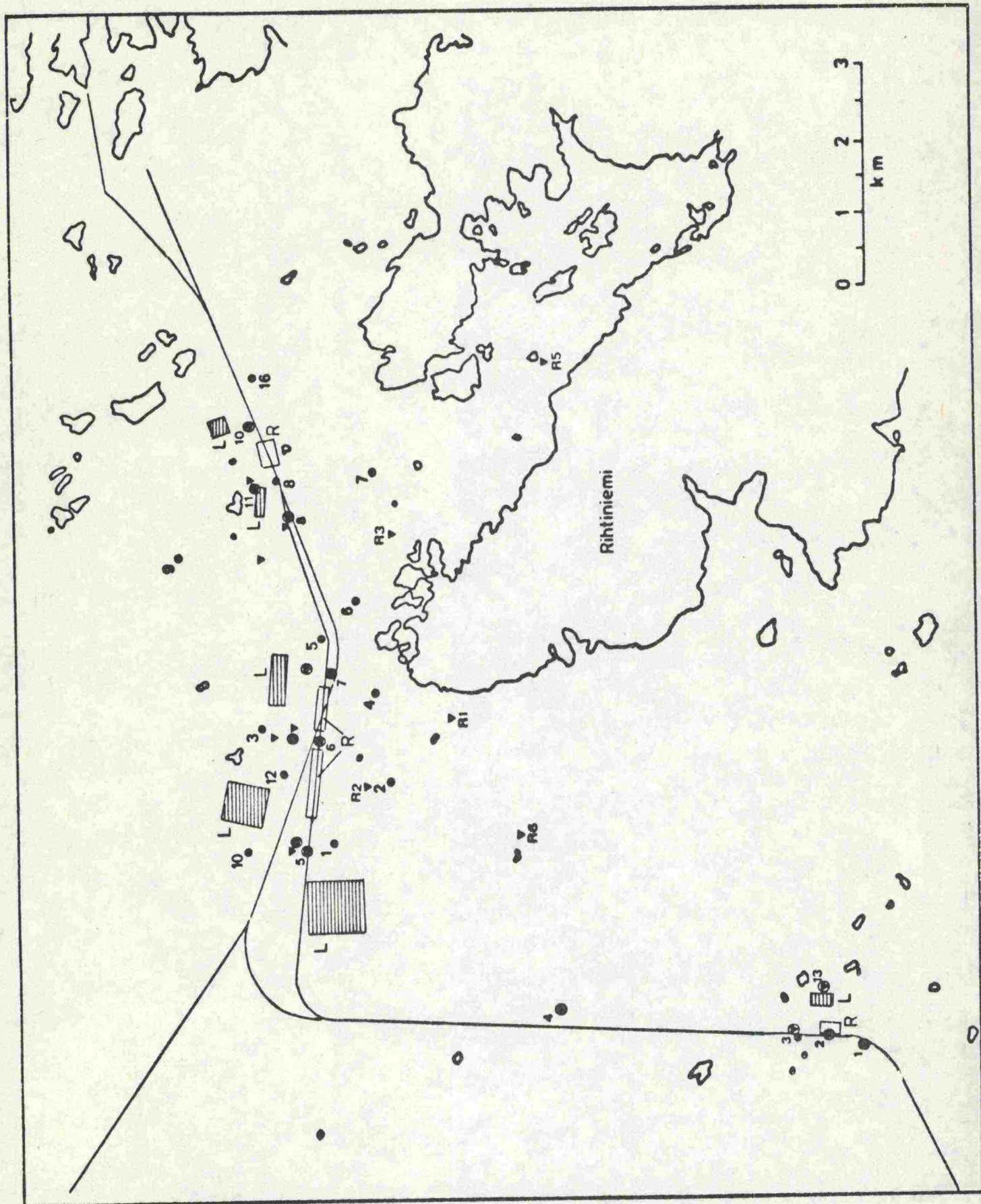


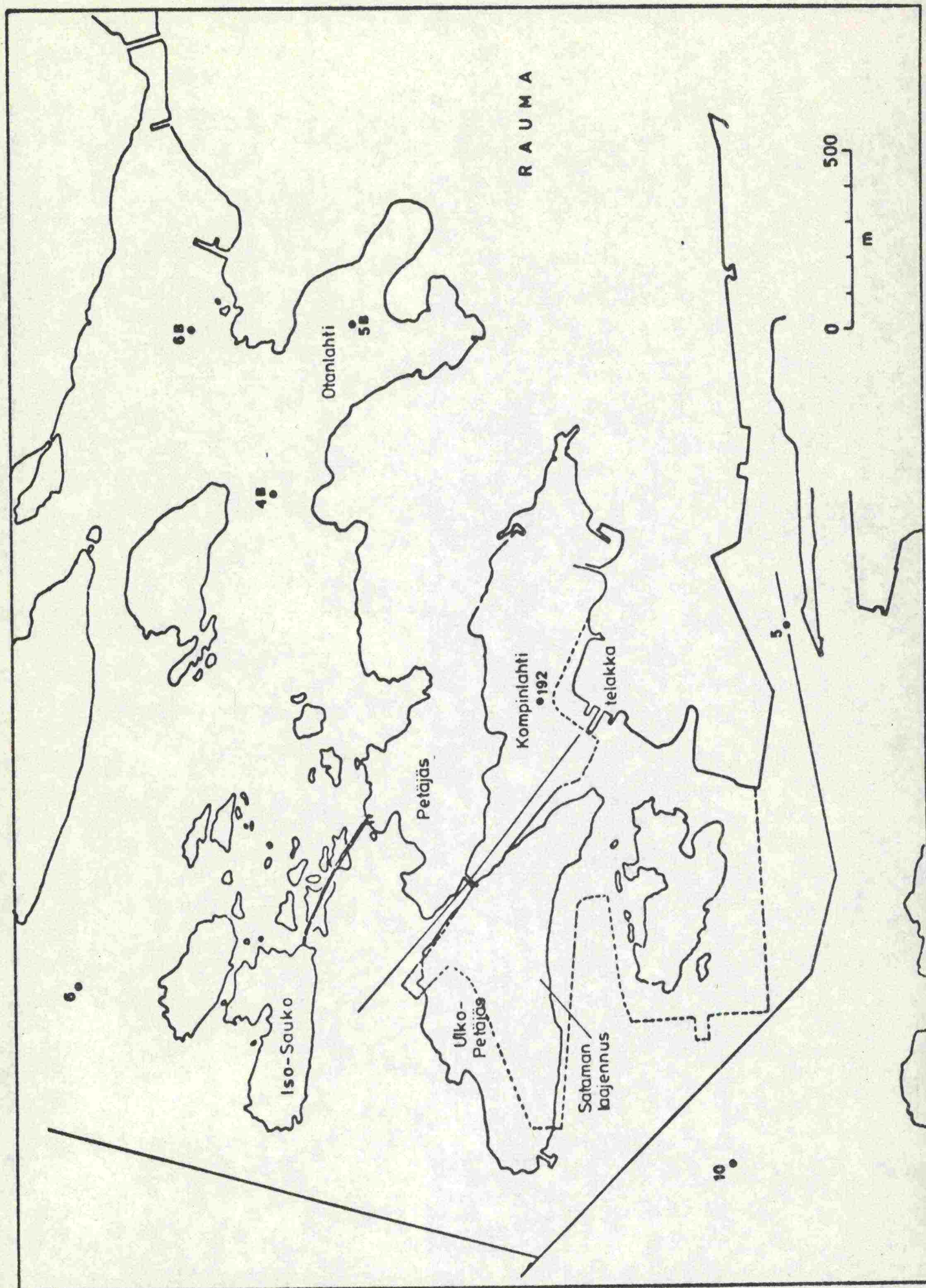


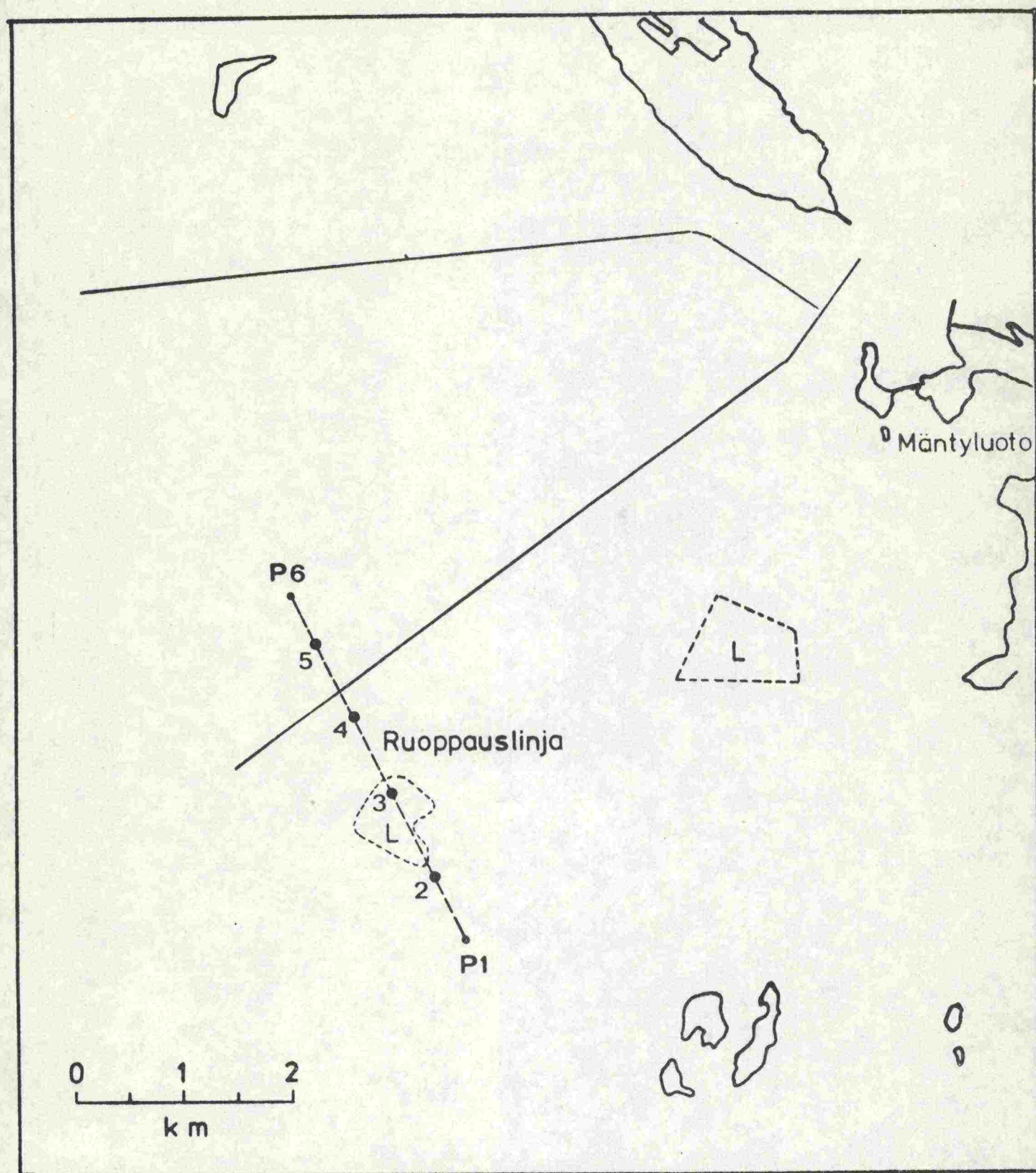


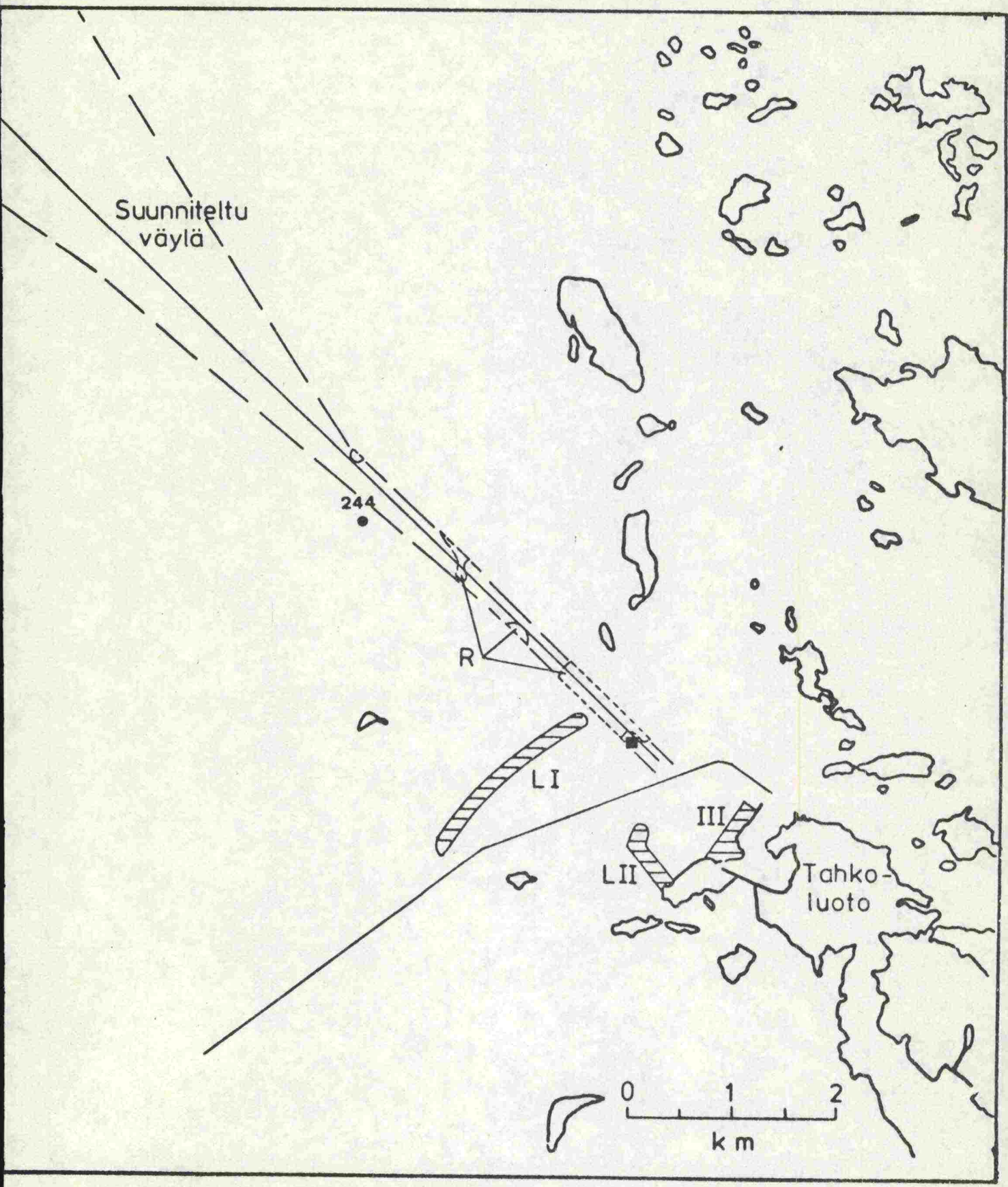


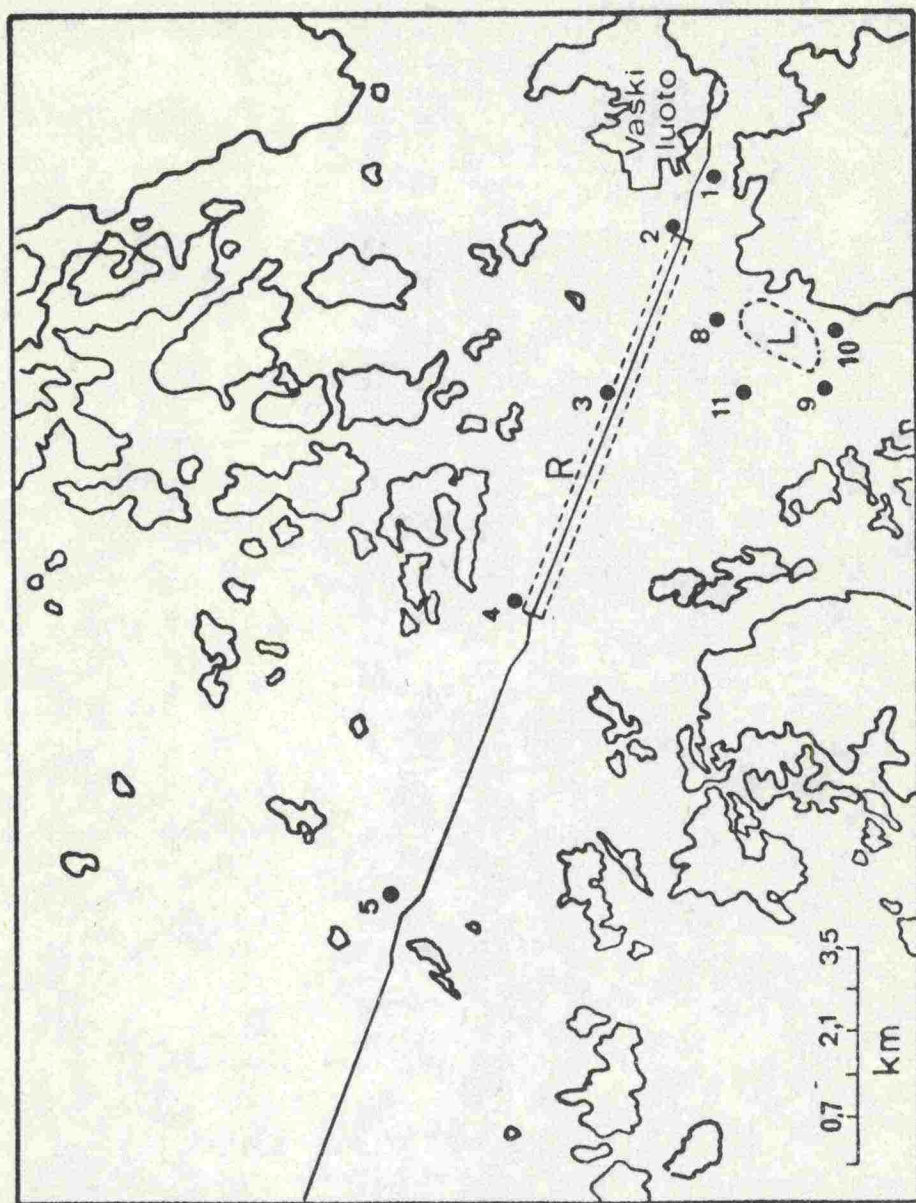


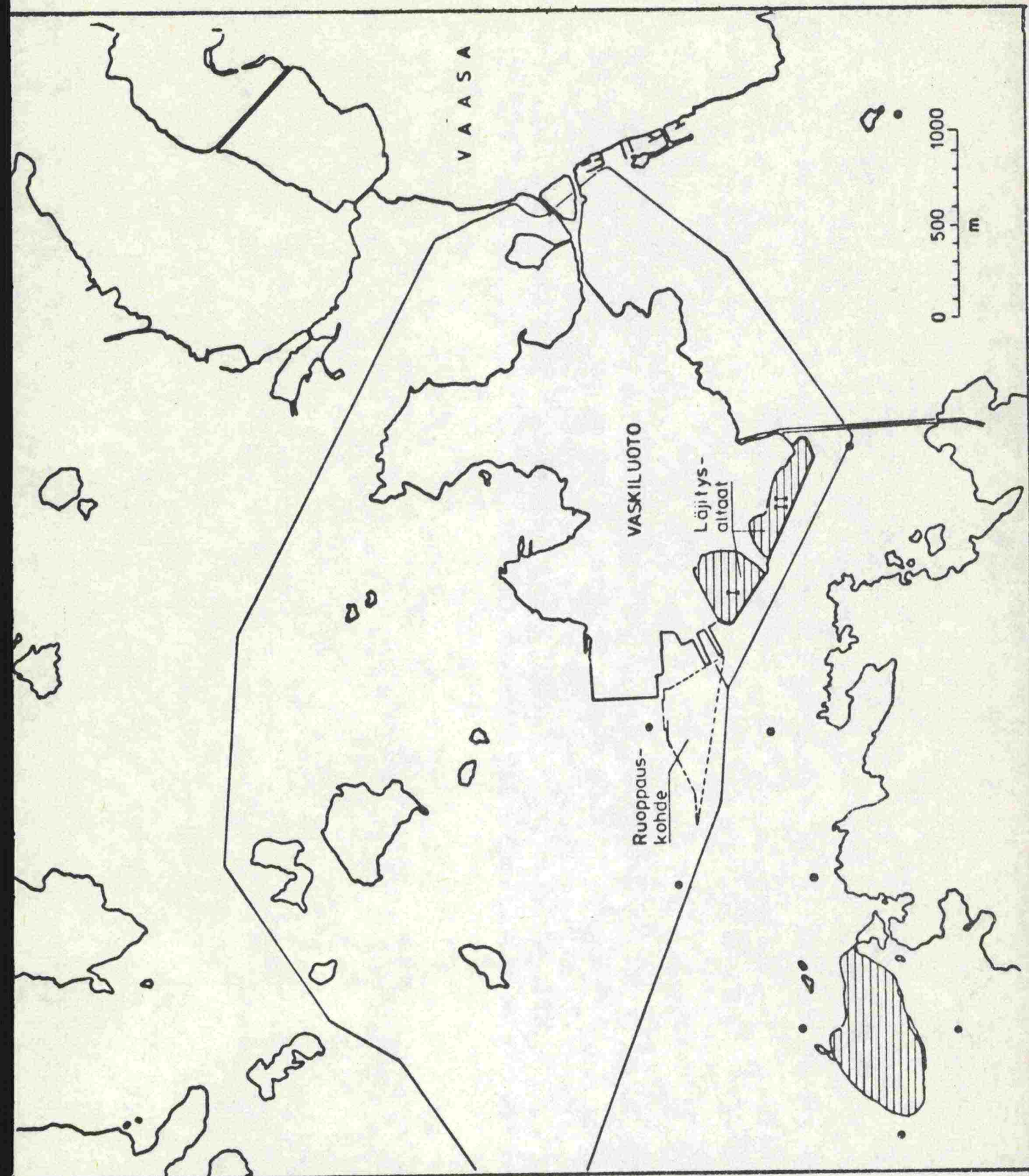


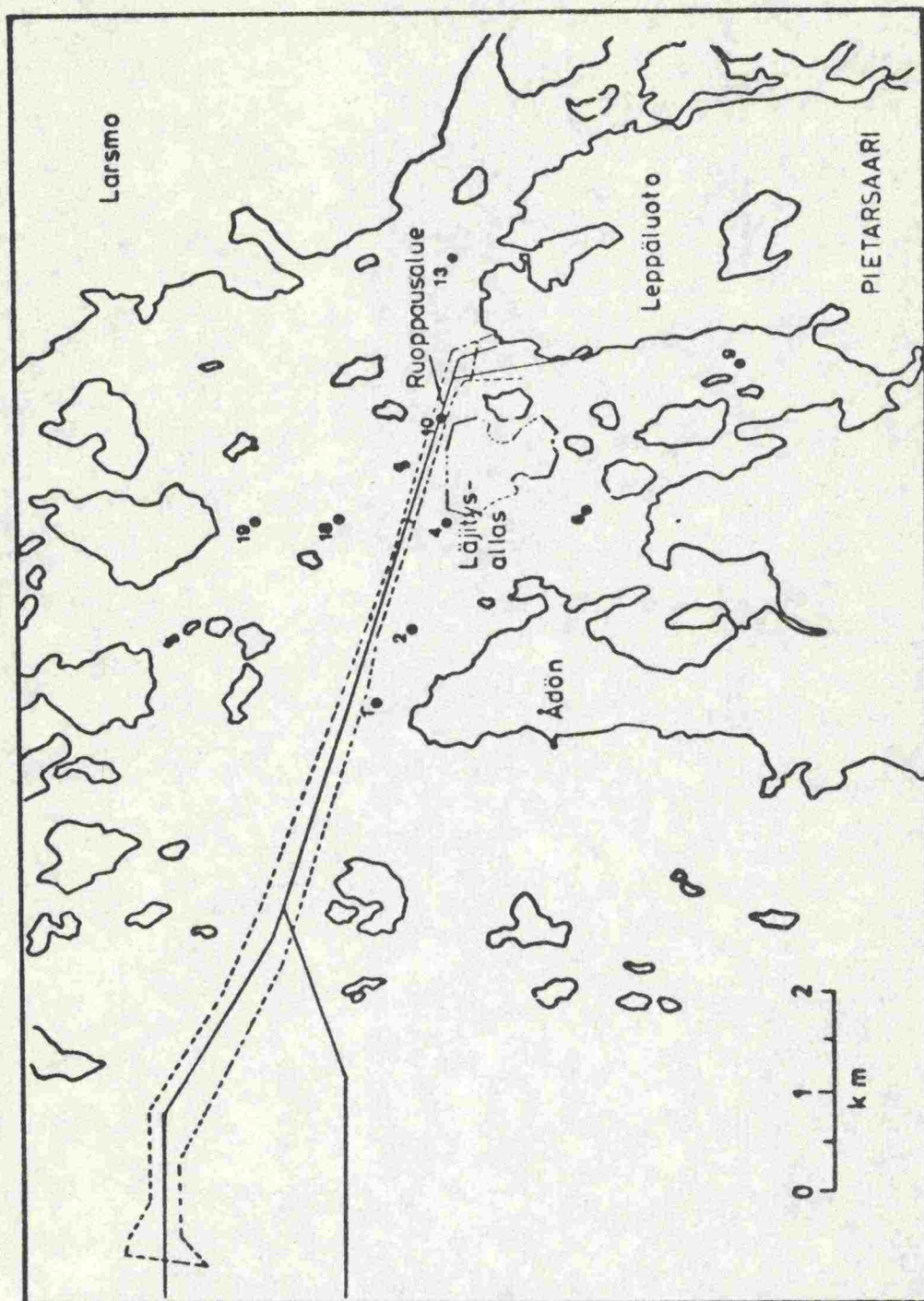


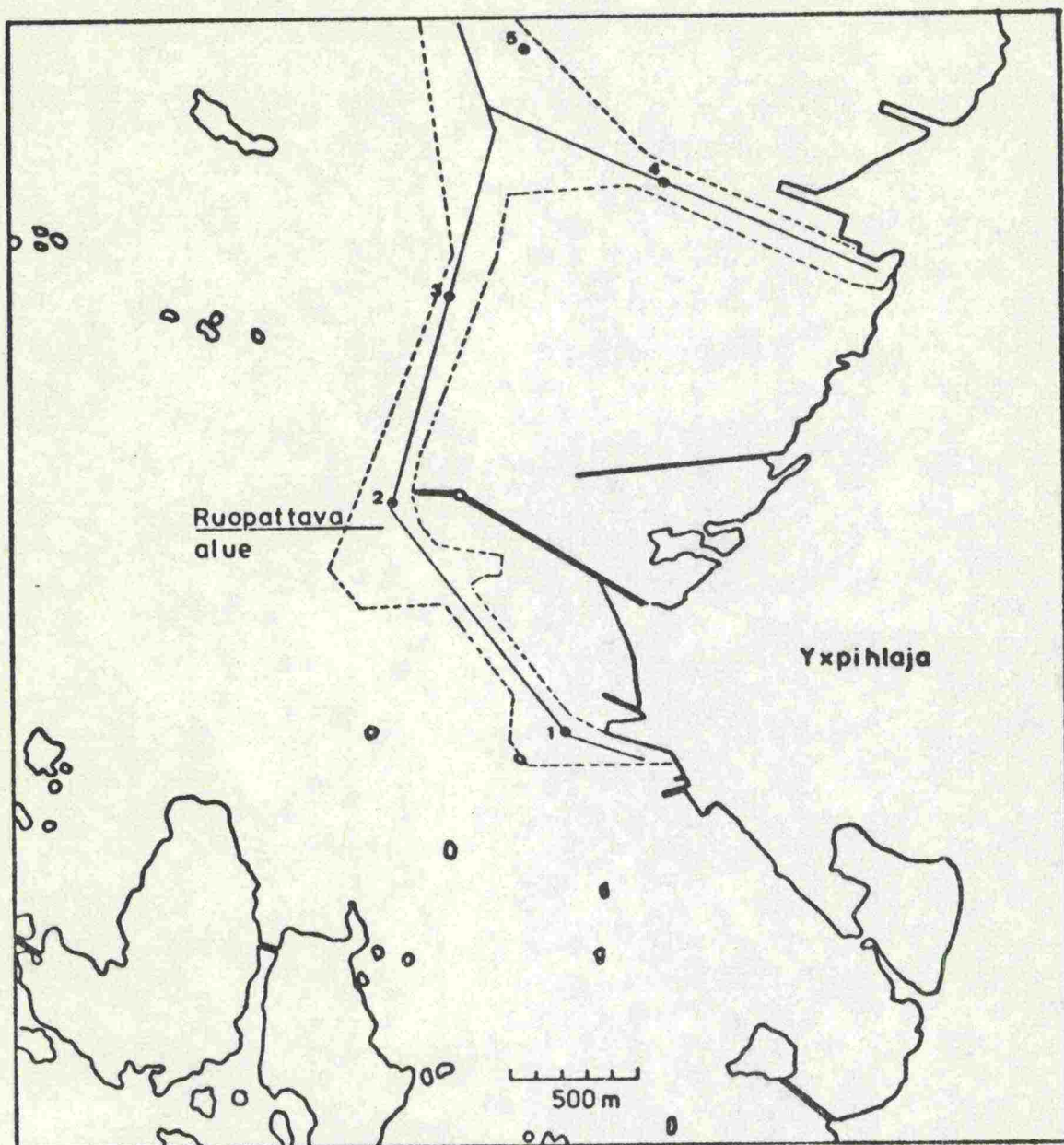






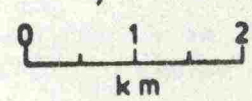




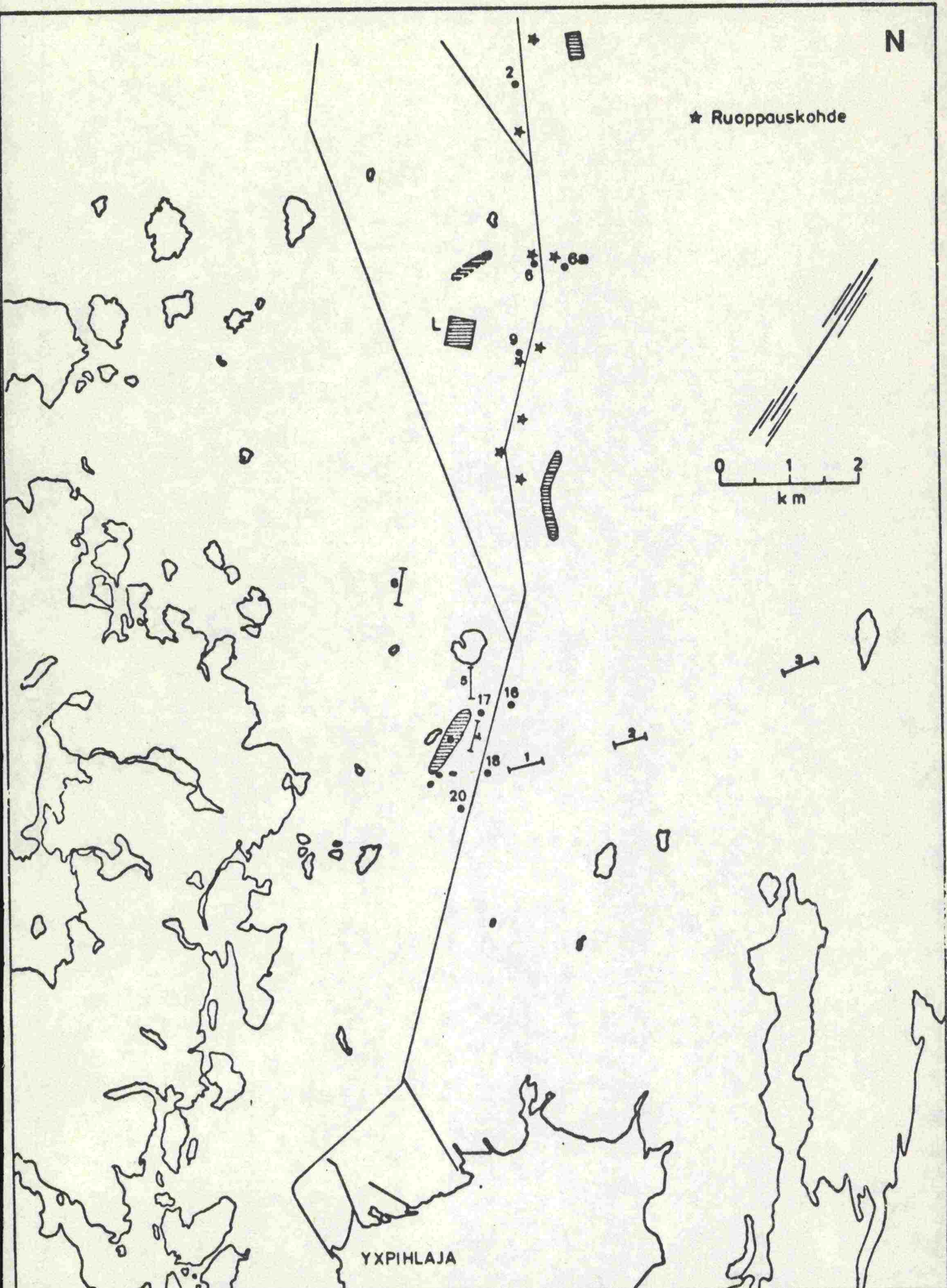


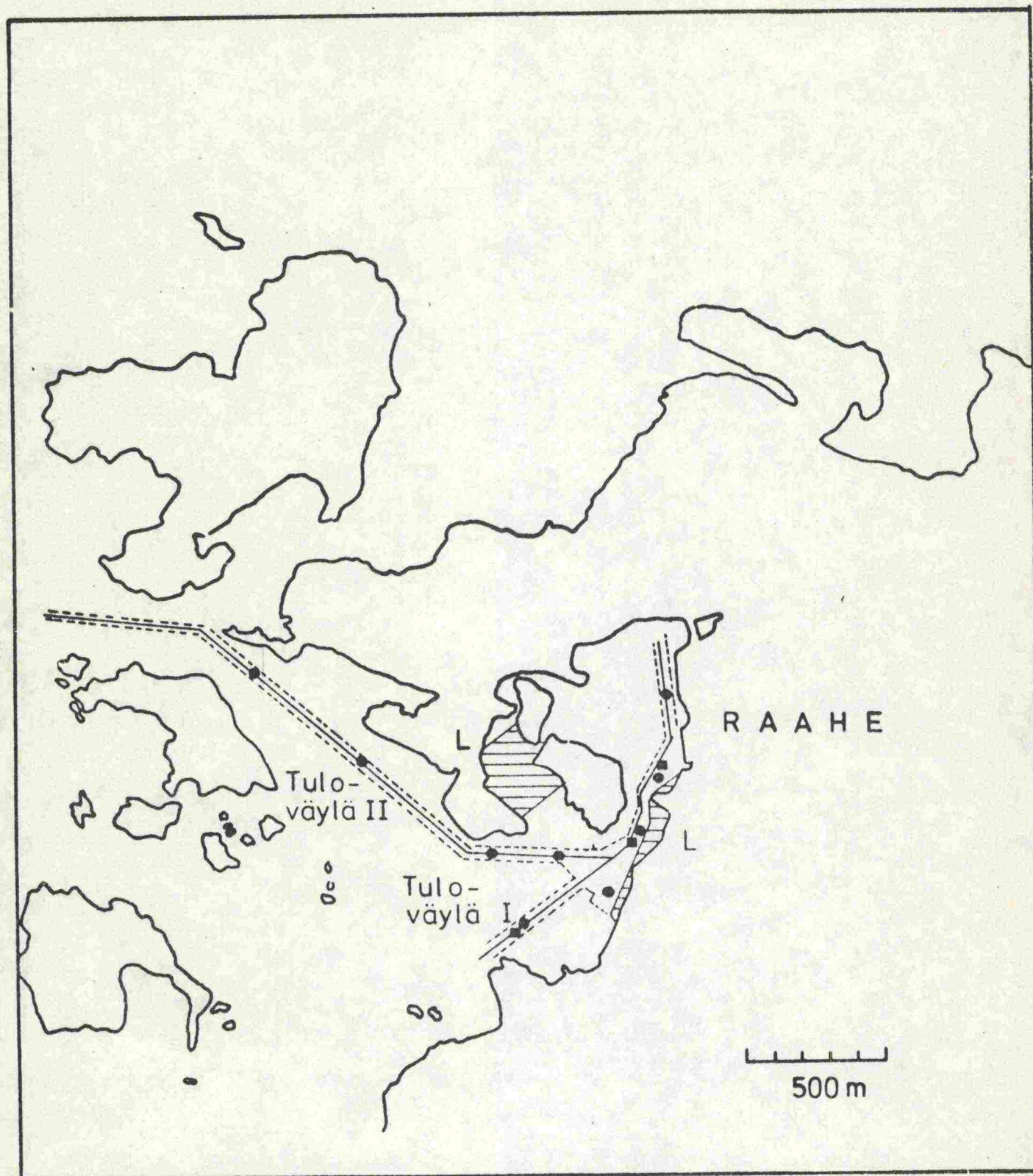
N

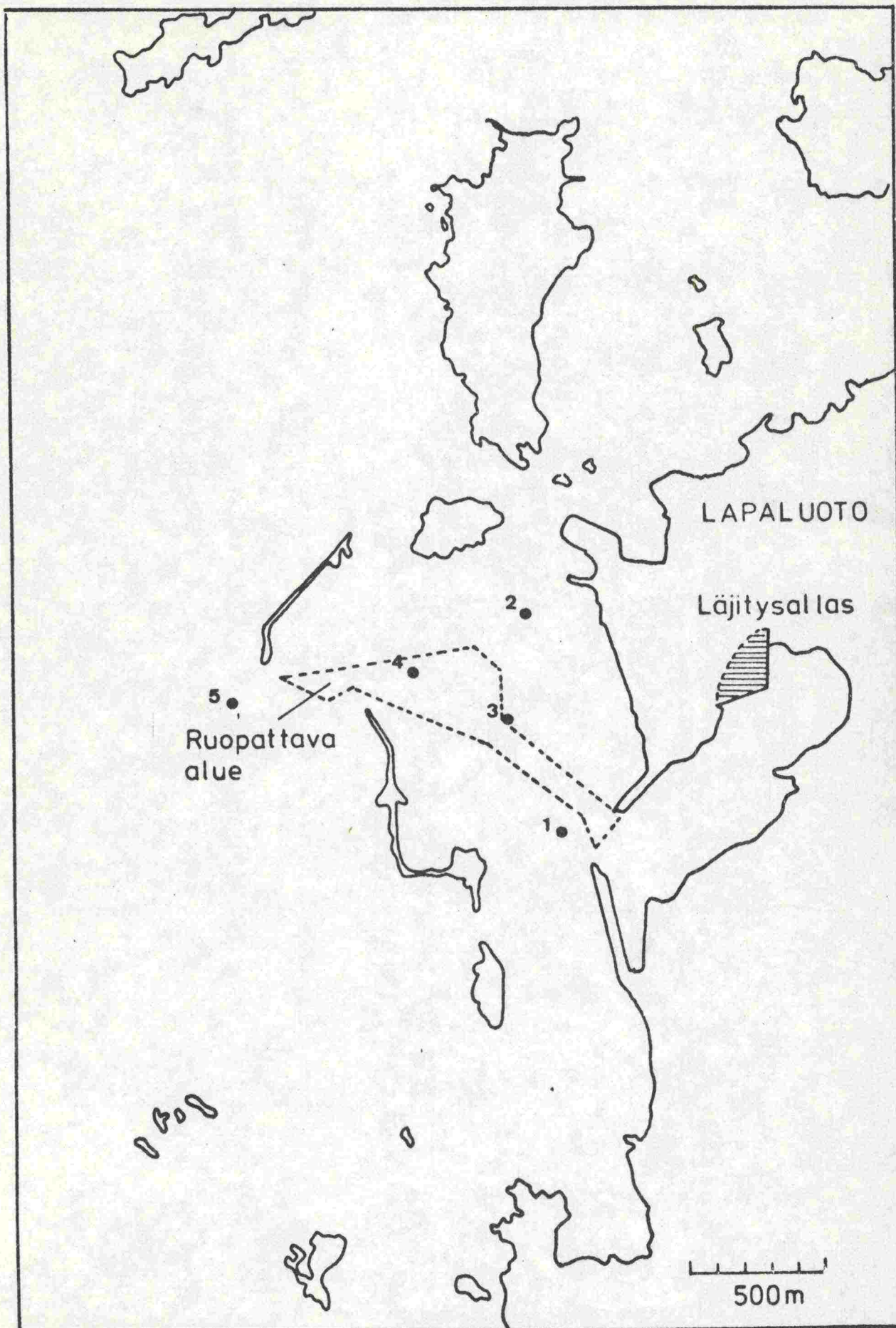
★ Ruoppauskohde

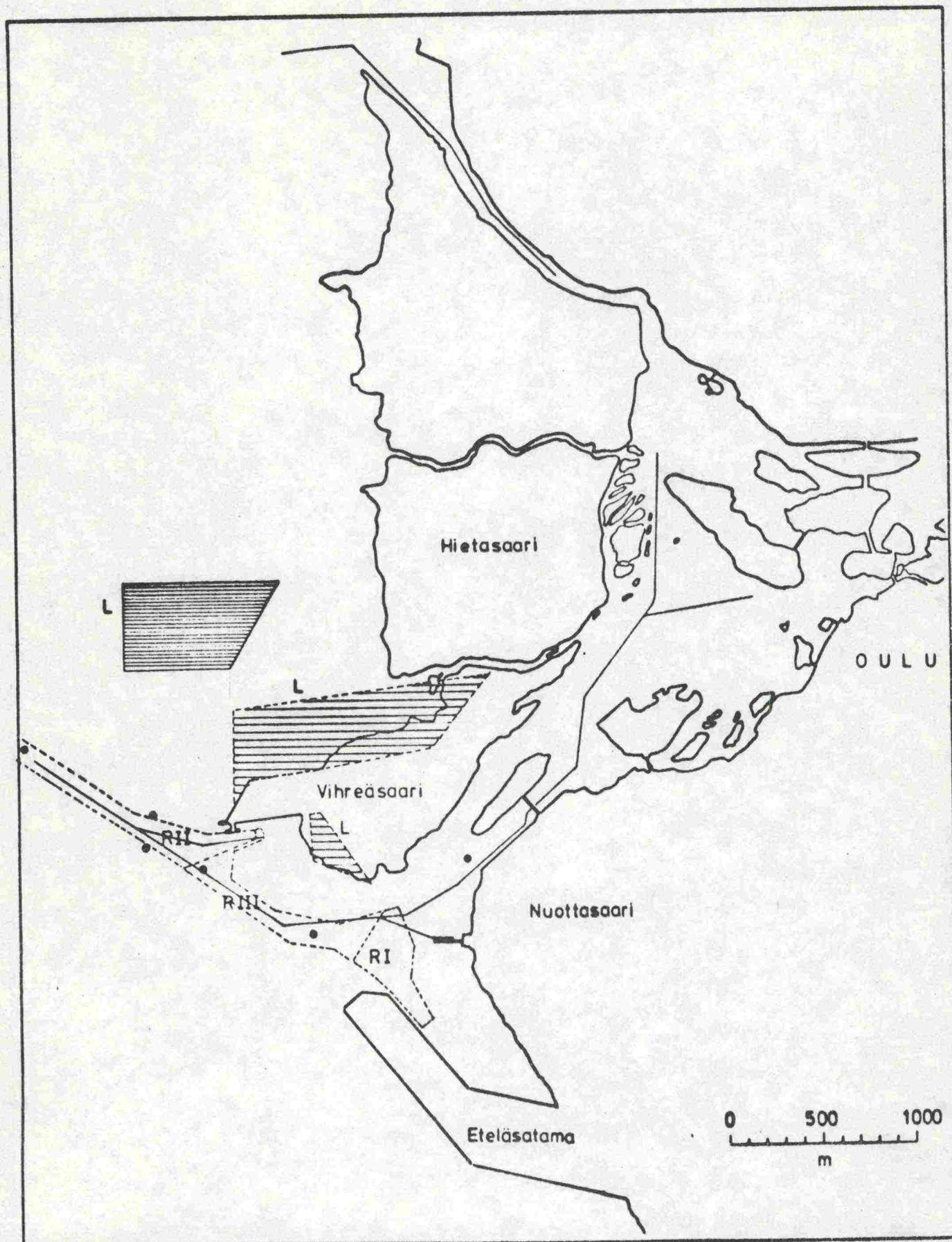


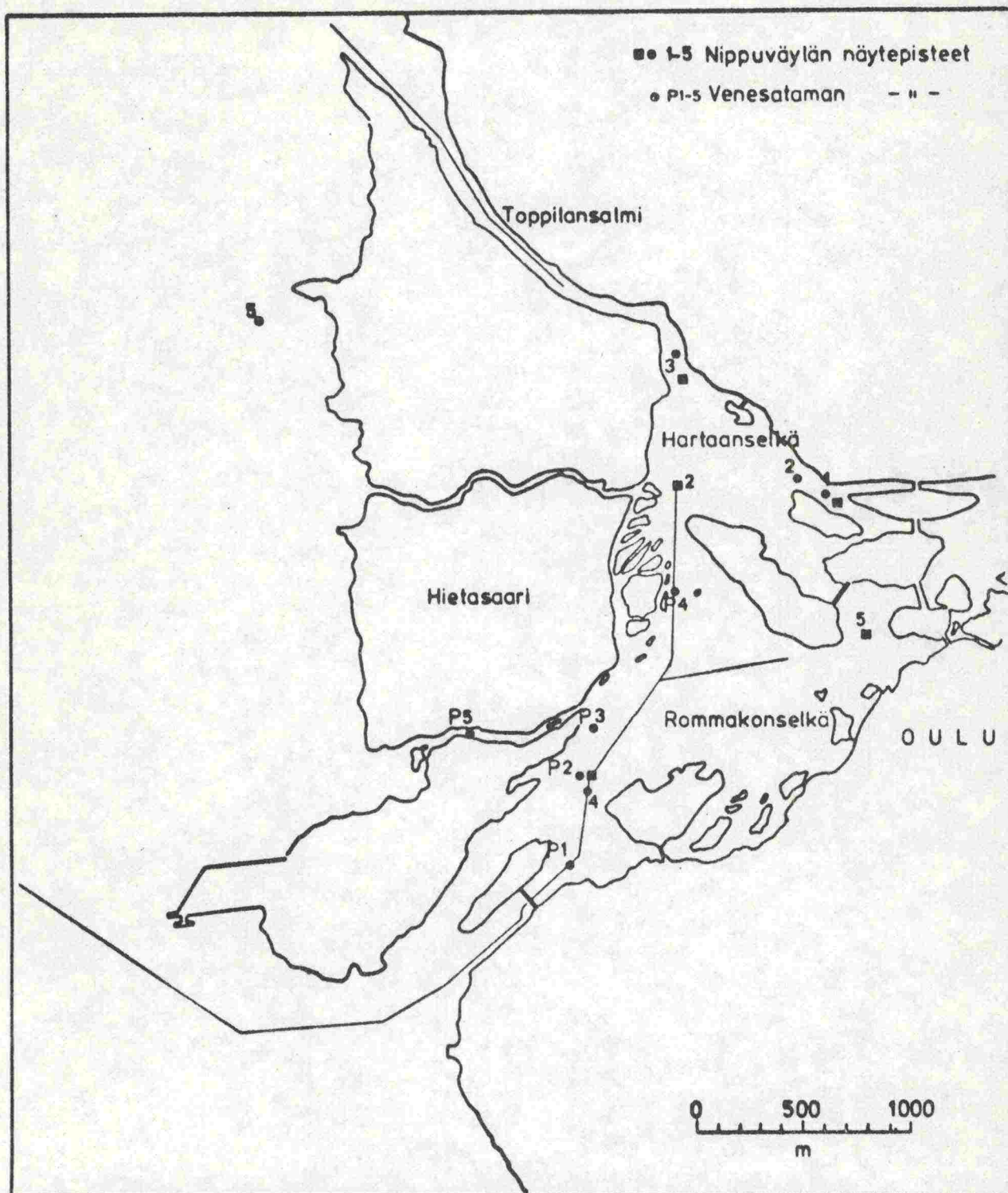
YXPIHLAJA

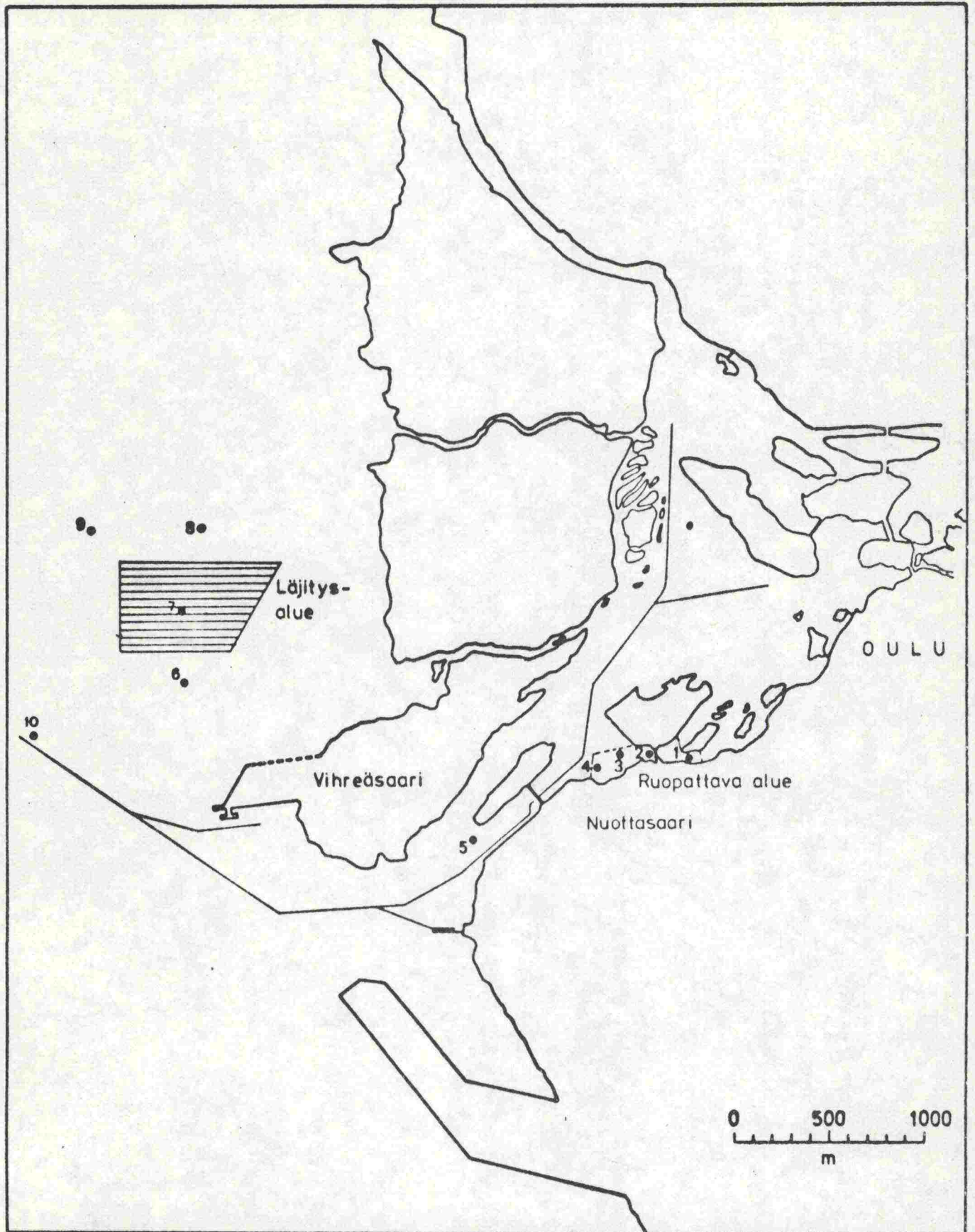


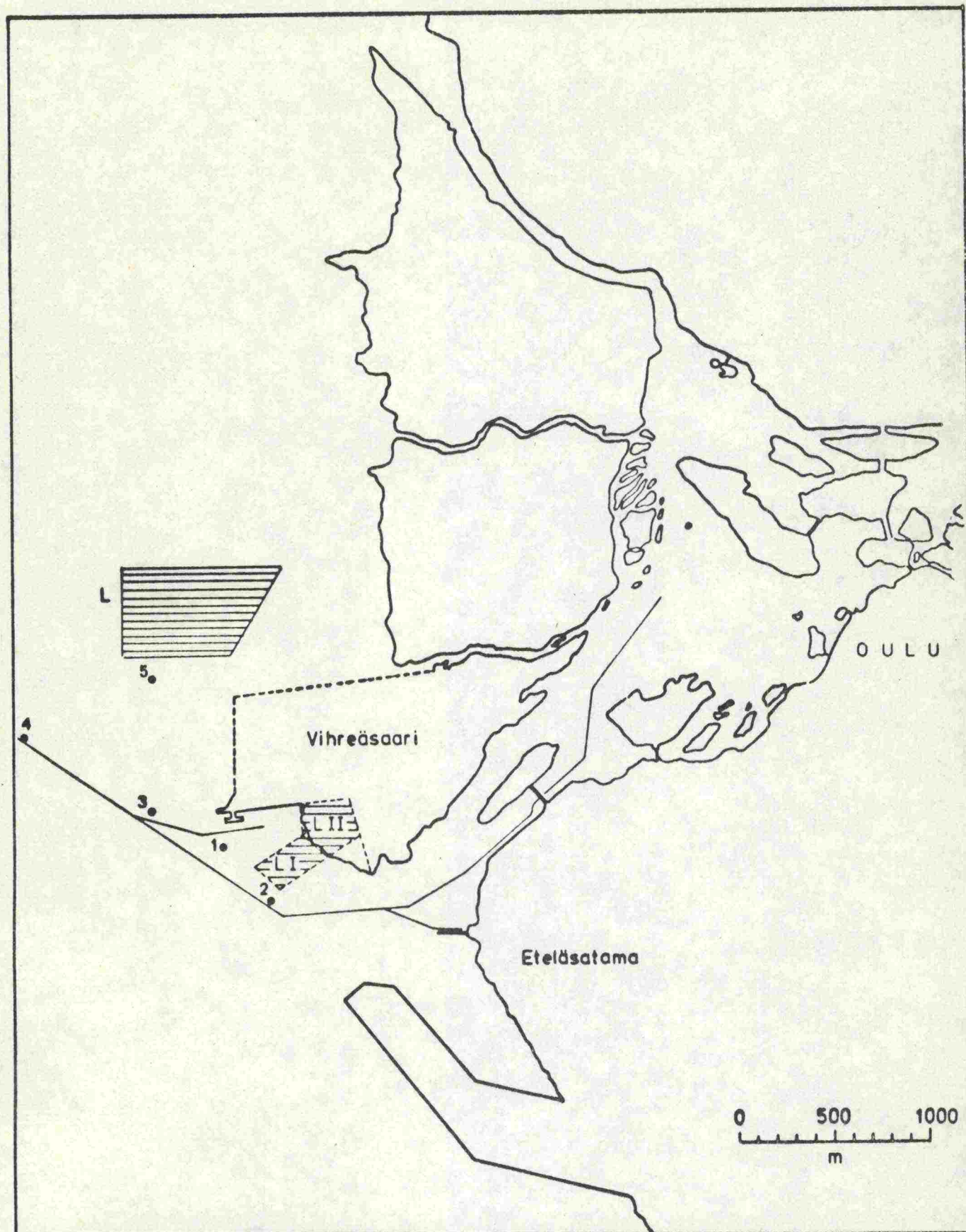


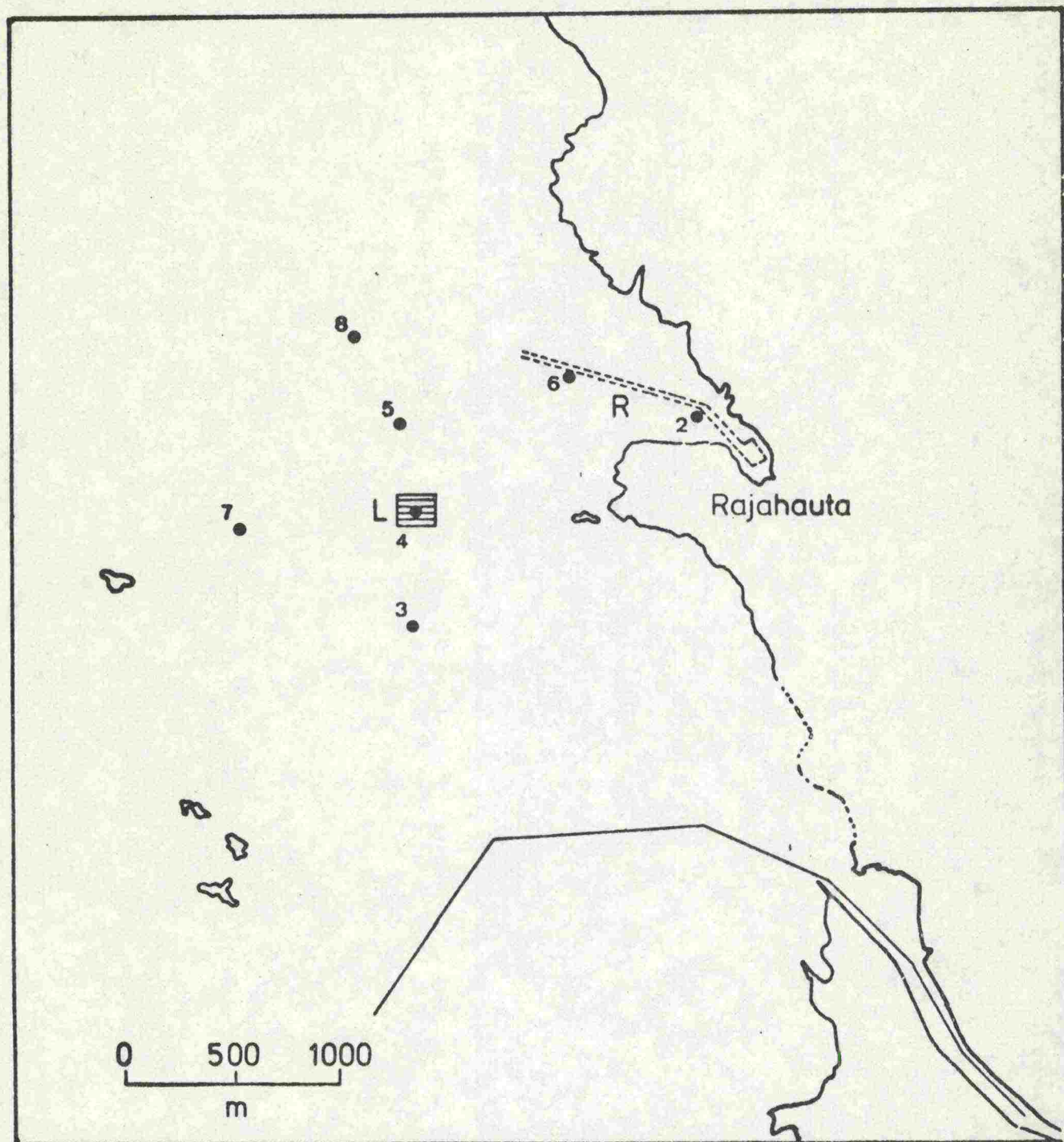


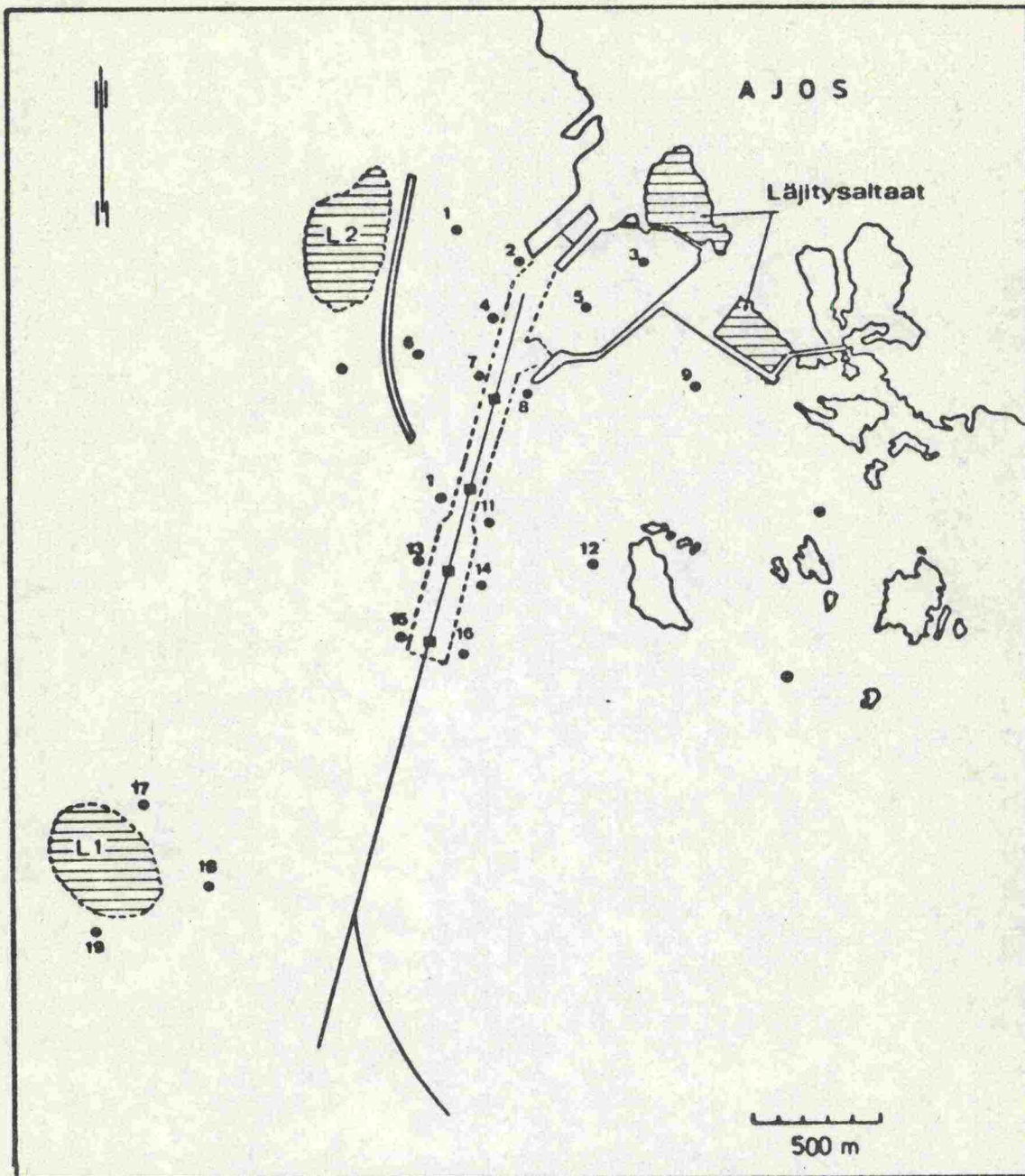












ISBN 951-46-5603-2